



Máster Internacional en
GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE
(6ª edición: 2015-2017)

TESIS

presentada y públicamente defendida
para la obtención del título de

MASTER OF SCIENCE

La gestión espacial de la pesquería de
merluza en el Mediterráneo catalán:
Simulación del efecto de diferentes
alternativas de gestión en base del Modelo
InVEST

MERYEME KHOUKH
Julio 2017

 Universitat d'Alacant Universidad de Alicante	 GOBIERNO DE ESPAÑA MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE	 CIHEAM Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza
<p align="center">MASTER EN GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE (6ª edición: 2015-2017)</p>		

La gestión espacial de la pesquería de merluza en el Mediterráneo catalán: Simulación del efecto de diferentes alternativas de gestión en base del Modelo InVEST

MERYEME KHOUKH

**TESIS PRESENTADA Y PUBLICAMENTE
DEFENDIDA PARA LA OBTENCION
DEL TITULO DE
MASTER OF SCIENCE EN
GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE**

Alicante
a 20 de Julio de 2017

La gestión espacial de la pesquería de merluza en el Mediterráneo catalán: Simulación del efecto de diferentes alternativas de gestión en base del Modelo InVEST

MERYEME KHOUKH

Trabajo realizado en el Departamento de Recursos Marinos Renovables, del Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona, España, bajo la dirección del Dr. Francesc Maynou Hernández.

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master of Science en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Vº Bº Director

Fdo: D. Francesc Maynou Hernández

Autor

Fdo: D. Meryeme Khoukh

Barcelona, a 29 de junio de 2017

La gestión espacial de la pesquería de merluza en el Mediterráneo catalán: Simulación del efecto de diferentes alternativas de gestión en base del Modelo InVEST

MERYEME KHOUKH

Trabajo realizado en el Departamento de Recursos Marinos Renovables, del Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona, España, bajo la dirección del Dr. Francesc Maynou Hernández.

Presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master of Science en Gestión Pesquera sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Esta Tesis fue defendida el día 20 de Julio de 2017 ante un Tribunal Formado por:

- Jordi Lleonart (ICM-CSIC Barcelona), presidente.
- Enric Massuti (IEO-CO Baleares), vocal.
- José Luis Sánchez Lizaso (UA), secretario.
- Bernardo Basurco, Representante CIHEAM.

Agradecimientos

El presente trabajo de investigación ha sido elaborado bajo la supervisión del Dr. Francesc Maynou, a quien me gustaría expresar mi más profundo agradecimiento por haber facilitado la realización de este estudio. Además, de agradecer sus recomendaciones muy instructivas, su ayuda incondicional y el tiempo que me ha dedicado para llevar bien esta investigación con una paciencia y un apoyo incontestables.

Mis agradecimientos al director del Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona, por la buena recepción en este centro de investigación y en las mejores condiciones durante todo el periodo de mi Trabajo de Fin de Master, y también por la amabilidad del personal con quien tuve contacto durante este periodo de estancia.

Además, aprovecho para agradecer los esfuerzos colosales de los coordinadores de máster Dr. José Luis Sánchez y Dr. Bernardo Basurco por haber organizado y coordinado esta edición de master de Gestión Pesquera Sostenible que ha sido de gran interés para mi carrera profesional. Este master me ha dado la oportunidad de aprovechar de una formación a la vez útil y agradable, de intercambiar experiencias con personas de diferentes lugares del mundo y también de descubrir un país tan especial como España.

A toda mi familia, especialmente mis padres por el precioso apoyo que me han siempre ofrecido en cada momento y en todas las circunstancias.

Resumen

La merluza (*Merluccius merluccius*) es una de las especies demersales más importantes del ecosistema demersal Mediterráneo. Esta especie de valor comercial importante padece una sobreexplotación de crecimiento con capturas básicamente centradas en los juveniles. Considerando el interés de la gestión espacial para la sostenibilidad de las pesquerías del Mediterráneo, el presente trabajo evalúa el beneficio de cerrar un área de poca profundidad a la pesca (hábitat esencial de reclutas de merluza) y las consecuencias de diversos escenarios de gestión espacial y no espacial aplicados a la pesquería de merluza, precisamente, en la provincia de Girona (Puertos de Blanes y Palamós).

Usamos un modelo InVEST de complejidad intermedia (MMR) y espacialmente explícito que permite la simulación de los efectos bioeconómicos de tales medidas de gestión para la toma de decisión. El análisis de sensibilidad del modelo muestra la alta influencia de algunos parámetros, principalmente la parametrización del submodelo Reclutamiento en InVEST y los coeficientes de fecundidad por edad de merluza. Tratamos los resultados en dos partes, la primera incluyendo menos incertidumbre y la segunda integrando las migraciones por edad de merluza en base de las consideraciones bibliográficas.

El principal escenario de gestión evaluado en este trabajo se manifiesta por el cierre completo del caladero “Vol de terra” a la pesca, como una medida de recuperación de la pesquería de merluza en la zona de estudio. Este escenario representa una propuesta del sector pesquero tras un enfoque consultivo con las demás partes interesadas “*stakeholders*”, y el presente estudio representa una contribución científica hacia el objetivo de pre-evaluar dicha medida de gestión y apoyar su eventual implementación planificada para el 1 enero de 2018.

Dada la parametrización del modelo con los datos biológicos y de explotación de la pesquería requeridos, se concluye sobre el interés efectivo de la Área Marina Protegida (AMP) “Vol de terra” entre los demás escenarios estudiados. En los dos casos analizados (considerando o no la migración), los resultados de los diferentes indicadores (captura e importe, abundancia, reclutamiento y SSB) fueron cualitativamente similares y todos muestran que la aplicación de una AMP en “Vol de Terra” es la mejor alternativa de gestión y que su efecto equivale al impacto de una reducción del esfuerzo pesquero a un 20%. El segundo caso (con migración), subraya también el interés del cierre del caladero “CuldeRecElPas” con un efecto importante sobre la población de merluza, lo que marca el interés de mejorar la base de conocimientos sobre los patrones de migración de la merluza al nivel del Mar catalán.

Palabras clave: *Merluccius merluccius*, Mediterráneo, sobreexplotación de crecimiento, gestión espacial, sostenibilidad, hábitat esencial, juveniles, Área Marina Protegida, InVEST, simulación, análisis de sensibilidad, stakeholders, enfoque consultivo, migraciones.

Abstract

Hake (*Merluccius merluccius*) is one of the most important demersal species in the Mediterranean ecosystem. This species of an important commercial value shows a growth overexploitation with catches basically focused on juveniles. Considering the interest of spatial management for the sustainability of Mediterranean fisheries, this study assesses the benefit of closing a shallow area to fishing (essential habitat for hake recruits) and the consequences of diverse spatial and non-spatial management scenarios applied to the hake fishery, precisely in the province of Girona (Ports of Blanes and Palamós).

We use InVEST, a model of intermediate complexity (MMR) and spatially explicit that allows the simulation of the bioeconomic effects of such management measures for decision making. The sensitivity analysis of the model shows the high influence of some parameters, mainly the parameterization of the Recruitment submodel and hake's fecundity coefficients. We treat the results in two parts, the first part with less uncertainty while the second part integrates the migrations by age of hake based on bibliographical data.

The main management scenario evaluated in this work is manifested by the closure of the fishing ground "Vol de terra", as a measure of recovery of the hake fishery in the study area. This scenario represents a proposal from the fishery sector resulting from a consultative approach with the other stakeholders, and the present study represents a scientific contribution towards the objective of pre-evaluating this management measure and supporting its eventual implementation planned for 1 January 2018.

Given the parameterization of the model with the required biological and fishery exploitation data, the actual interest of the Marine Protected Area (MPA) "Vol de terra" is concluded among the other scenarios studied. In the two cases analyzed (considering or not migration patterns), the results of the different indicators (catch and revenues, abundance, recruitment and SSB) were qualitatively similar and all show that the application of a MPA in "Vol de Terra" represents the best management alternative and that its effect corresponds to a reduction of fishing effort up to 20%. The second case (with migration) highlights, as well, the interest of closing the fishing ground "CuldeRecElPas" with a significant effect on the hake population, underlining the interest of improving the knowledge on the hake migration patterns in the Catalan Sea.

Key words: *Merluccius merluccius*, the Mediterranean, growth overexploitation, spatial management, sustainability, essential habitat, recruits, InVEST, decision making, Marine Protected Area, sensitivity analysis, simulation, consultative approach, stakeholders, migration patterns.

Résumé

Le merlu (*Merluccius merluccius*) représente l'une des principales espèces demersales exploitées en Méditerranée. Cette espèce de grand intérêt commercial est soumise à une surexploitation de croissance où les juvéniles dominent la composition des captures. Etant donné l'intérêt de la gestion spatiale pour la durabilité des pêcheries Méditerranéennes, cette étude a pour objectif d'évaluer les bénéfices de l'application d'une fermeture spatiale au niveau d'une zone de pêche peu profonde, représentant un habitat essentiel des recrues de merlu ainsi que les conséquences de divers scénarios de gestion (spatiale et non spatiale) appliqués à cette pêcherie au niveau de la province de Gérone (Ports de Blanes et Palamós).

On utilise un modèle de complexité intermédiaire et spatialement explicite (InVEST) permettant la simulation des effets bioéconomiques de ces mesures de gestion pour la prise de décision. L'analyse de sensibilité du modèle montre la grande sensibilité des résultats vis à vis certains paramètres, principalement, la paramétrisation du sous-modèle « Recrutement » et les coefficients de fécondité par âge du merlu. Les résultats de l'étude sont traités en deux parties, la première incorporant moins d'incertitude tandis que la deuxième permet de considérer la migration de l'espèce sur la base de la littérature existante.

Comme scénario principal de cette étude, on évalue l'effet de la fermeture complète de la zone de pêche « Vol de terra » pour la récupération de la pêcherie dans la zone d'étude. Ce scénario représente une proposition du secteur suite à une approche consultative avec les autres parties prenantes, et notre étude représente une contribution scientifique servant de pré-évaluation à cette mesure de gestion afin d'appuyer son éventuelle mise en œuvre prévue pour le 1er Janvier 2018.

Compte tenu de la paramétrisation du modèle avec les données biologiques et d'exploitation requises, on a conclu sur l'intérêt effectif de l'Aire Marine Protégée (AMP) « Vol terre » vis-à-vis les autres scénarios étudiés. Dans les deux cas analysés (en tenant compte ou non de la migration), les résultats des différents indicateurs (capture et revenus, abondance, recrutement et SSB) s'avèrent qualitativement similaires montrant que cette AMP représente la meilleure alternative de gestion et que son effet correspond à celui d'une réduction de l'effort de pêche à 20%. Le second cas étudié (avec migration), souligne également l'intérêt de la fermeture à la pêche de la zone « CuldeRecElPas » avec un impact important sur le stock de merlu, marquant ainsi l'intérêt d'améliorer la base de connaissances sur les migrations de l'espèce au niveau de la mer Catalane.

Mots clés : *Merluccius merluccius*, Méditerranée, surexploitation de croissance, juvéniles, gestion spatiale, durabilité, habitat essentiel, InVEST, analyse de sensibilité, migration, approche consultative, parties prenantes, Aire Marine Protégée.

Índice general

Índice de Figuras	i
Índice de Tablas.....	iii
Índice de imágenes	iv
Lista de abreviaturas.....	v
1. Justificación y Objetivos	1
1.1. Introducción.....	1
1.2. Antecedentes sobre el sector pesquero en el Mediterráneo	2
1.3. Justificación del trabajo.....	7
1.4. Objetivos de la tesis.....	12
2. Revisión bibliográfica	13
2.1. Presentación de la zona de estudio	13
2.2. Biología y dinámica de población de merluza.....	17
2.3. Análisis de la pesquería de merluza en el área de estudio.....	28
3. Metodología y herramientas de análisis	41
3.1. Justificación.....	41
3.2. Presentación general de InVEST.....	43
3.3. Parametrización y concepción de los inputs InVEST	46
3.4. Diseño experimental de la simulación.....	59
4. Resultados InVEST	63
Parte I: Análisis de sensibilidad del modelo InVEST	63
4.1. Sensibilidad de los resultados a los submodelos InVEST	63
4.2. Sensibilidad a los parámetros de la población.....	64
Parte II: Resultados de las simulaciones y efecto de la gestión, Modelo con poca incertidumbre....	65
□ Hipótesis 1: Reclutamiento fijo	65
4.3. Impacto de las alternativas de gestión	65
4.4. Presentación de los resultados InVEST.....	67
□ Hipótesis 2: Reclutamiento lineal.....	71
4.5. Impacto de las alternativas de gestión	71
4.6. Presentación de los resultados	75
Parte III: Resultados de las simulaciones y efecto de la gestión, Modelo de mayor incertidumbre..	77
4.7. Situación sin intervención del gestor.....	77
4.8. Resultado de la aplicación de medidas de gestión.....	81
□ Hipótesis 1	81
□ Hipótesis 2.....	83
4.9. Efecto de la migración sobre los resultados	86
5. Discusión.....	88
5.1. Modelo InVEST y calidad de los inputs.....	88
5.2. Resultados InVEST: Recapitulación y discusión	90

5.3.	Representatividad de los resultados en el marco de otros estudios	91
5.4.	Utilidad de las AMPs en zonas de viveros de merluza en el Mediterráneo	93
6.	Conclusiones	96
7.	Recomendaciones	98
8.	Bibliografía.....	99
9.	Anexos.....	109

Índice de Figuras

Figura 1: Mapa del Mediterráneo y el Mar Negro (Área de Pesca 37) según la división de la FAO	2
Figura 2: Tendencia de la producción pesquera en el Mediterráneo y el Mar Negro por grupos "ISSCAAP" (1980-2014)	3
Figura 3: La producción de peces marinos en el Mediterráneo y el mar Negro (1980-2014)	4
Figura 4: Resumen de las amenazas que afectan más las especies de peces autóctonas del Mediterráneo	5
Figura 5: Delimitación de la zona de estudio	13
Figura 6: Batimetría de la zona de estudio	14
Figura 7: Principales características de la circulación oceánica y forzamiento en el área de estudio	15
Figura 8: Distribución geográfica de la merluza	18
Figura 9: Representación gráfica de las tallas medias por clase de edad obtenidas por diferentes autores y en distintas áreas geográficas del Atlántico y Mediterráneo, a lo largo de los años	20
Figura 10: Longitud de las hembras a la primera madurez (50%) en el Mar Catalán	22
Figura 11: Fecundidad relativa (número de huevos / g) de <i>M. merluccius</i> en el Mar Catalán	24
Figura 12: Relación entre la fecundidad en lotes (número huevos/hembra) y longitud total (cm) en el Mar Catalán	25
Figura 13: Frecuencia de tallas por edad de merluza	26
Figura 14: Profundidades de distribución de la merluza por edad (0-3) a lo largo del área de estudio	26
Figura 15: Mapa de distribución del esfuerzo de pesca en el área de estudio	29
Figura 16: Evolución del esfuerzo de pesca por arte en el área de estudio (Blanes y Palamós) entre 2000-2015	30
Figura 17: Evolución de la producción de merluza en España y el mundo	31
Figura 18: Evolución de las capturas de merluza en Cataluña	32
Figura 19: Evolución de las capturas de merluza en Blanes y Palamós	32
Figura 20: Evolución de las capturas de merluza por arte de pesca en peso y en valor (área de estudio)	32
Figura 21: Evolución de los CPUEs por arte de pesca, en el área de estudio	33
Figura 22: Evolución del consumo de merluza en España de 2004 a 2014	33
Figura 23: Capturas españolas (excluida la merluza del Cabo) e importaciones de merluza por España (1976-2013)	34
Figura 24: Volumen y precio medio de la merluza en los puertos de Cataluña, 2015	35
Figura 25: Esquemática de un modelo de Evaluación de Estrategias de Gestión	42
Figura 26: Delimitación de las subregiones InVEST	48
Figura 27: Relación SSB_Reclutas (GSA 6)	53
Figura 28: Variaciones de la SSB y número de reclutas en GSA 6 (1995-2015)	54
Figura 29: Mapa de distribución de los individuos de edad 0 por caladero	61
Figura 30: Resultado ACP para el análisis de sensibilidad de los indicadores a los submodelos Reclutamiento y Migración	63
Figura 31: Resultado ACP para el análisis de sensibilidad de los indicadores a los parámetros	64
Figura 32: Resultado de los indicadores (Ct, N, SSB) al final de la simulación, presentados en términos relativos al escenario 0 (R fijo),	65
Figura 33: Resultado ACP de comparación entre los escenarios de gestión espacial, R constante	66
Figura 34: Resultado ACP de comparación entre los escenarios de gestión espacial y no espacial, R constante	67
Figura 35: Resultado de la aplicación de la gestión sobre los indicadores en términos relativos al escenario de base	68
Figura 36: Capturas e importe del escenario de base, R fijo, al final de la simulación	69
Figura 37: Resultado de la captura bajo las AMP en diferentes caladeros (24 y 22)	70
Figura 38: Evolución de los indicadores bajo el Escenario 0, R lineal	71
Figura 39: Distribución de la captura entre subregiones, R lineal	72
Figura 40: Resultado ACP de la gestión espacial en diferentes subregiones, R lineal.	73
Figura 41: Resultado ACP, gestión espacial y no espacial, R lineal.	74

Figura 42: Resultados de los indicadores a corto, medio y largo plazo y en términos relativos al escenario de base, R lineal.	75
Figura 43: Distribución espacial de la captura (a) y de la abundancia (b) bajo A1 (AMP en Vol de Terra)	76
Figura 44: Evolución temporal de los indicadores con el submodelo Migración, R fijo	77
Figura 45: Evolución de los indicadores con el submodelo de migración, R lineal	78
Figura 46: Repartición de la captura en el área de estudio con el modelo Migración (a: R fijo, b: R lineal)	79
Figura 47: Mapa de distribución de la abundancia de merluza entre caladeros con el submodelo de migración (a: R fijo, b: R lineal)	80
Figura 48: Resultado de los indicadores bajo los escenarios de gestión y en términos relativos al Esc 0, submodelo migración (R constante).	81
Figura 49: Repartición de la captura y la abundancia entre subregiones, submodelo migración (R fijo)	82
Figura 50: Resultado de la captura total de merluza, en términos relativos al escenario de base (submodelo migración, R lineal)	83
Figura 51: Resultado de los indicadores biológicos de merluza, en términos relativos al escenario de base (submodelo migración, R lineal).	84
Figura 52: Repartición de la captura y la abundancia entre subregiones con el cierre espacial de “Vol de terra” (Submodelo migración, R lineal).	85
Figura 53: Mortalidad natural por edad	109
Figura 54: Distribución espacial de la merluza por profundidad	111
Figura 55: Dispersión de larvas de merluza	112
Figura 56: Densidades edad (2,3,4) interpoladas en QGIS	114

Índice de Tablas

Tabla 1: Picos del reclutamiento de <i>M. merluccius</i> en el Mediterráneo occidental	23
Tabla 2: Características técnicas de la flota pesquera en el área de estudio	28
Tabla 3: Evolución de la proporción de arrastres según la Profundidad de las zonas de pesca	29
Tabla 4: Ejemplo de las diferencias en el precio de merluza según el origen del producto	35
Tabla 5: Ejemplo de la segmentación del mercado de merluza en Mercabarna (2014)	36
Tabla 6: Inventario de datos y modelos InVEST en la producción pesquera	44
Tabla 7: Inputs requeridos por InVEST, utilidad y fuentes de datos	47
Tabla 8: Formato del fichero población CSV	52
Tabla 9: Resultados de la gestión bajo diferentes reducciones en el esfuerzo de pesca, R lineal	73
Tabla 10: Efecto de la migración sobre los resultados con y sin gestión espacial	87
Tabla 11: Parámetros de crecimiento de la merluza	109
Tabla 12: Madurez y peso por edad	109
Tabla 13: Fecundidad por edad de merluza	110
Tabla 14: Coeficientes de fecundidad	109
Tabla 15: Supervivencia a la mortalidad natural	109
Tabla 16: Fracción de explotación por subregión en base del esfuerzo de pesca	110
Tabla 17: Vulnerabilidad a la pesca por edad	110
Tabla 18: Resultado de las densidades por edad de merluza interpoladas por caladero	113
Tabla 19: Inputs VIT	115
Tabla 20: Principales características de los caladeros	116
Tabla 21: Matriz de migración _edad 2	119
Tabla 22: Matriz de migración _edad 3	120
Tabla 23: Matriz de migración _edad 4	121

Índice de imágenes

Imagen 1: Principales medidas de gestión en el Mediterráneo	6
Imagen 2: Dispersion de los huevos y larvas en la reserva marina	11
Imagen 3: Descripción morfológica de la merluza	17
Imagen 4: Otolito marcado (sección transversal), mostrando los anillos de crecimiento (izda) con luz reflejada y la marca de OTC, solo visible con luz ultravioleta (dcha).	21
Imagen 5: Migración ontogenica de la merluza	27
Imagen 6: Uno de los últimos pequeños arrastreros usando la red tradicional de arrastre	57.
Imagen 7: Arrastreros modernos en Port de la Selva (NE de Cataluña) buque de 10 m con motor diésel de 25 kW. Blanes, noviembre de 2009.	31
Imagen 8: La evolución de la subasta en la lonja de pescado de Palamós	37
Imagen 9: Puestos del mercado de pescado de Palamós	37
Imagen 10: Etiqueta de trazabilidad del producto pesquero, lonja Palamós	38
Imagen 11: La marca registrada, pescado de la costa Catalana	38

Lista de abreviaturas

AMP	Área Marina Protegida
ACP	Análisis de Componentes Principales
CSIC	Consejo Superior de Investigaciones Científicas
CPUE	Catch Per Unit Effort
CIHEAM	International Center for Advanced Mediterranean Agronomic Studies
CGPM	Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée
EC	European Commission
EAF	Enfoque Ecosistémico de la Pesca
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
HCR	Harvest Control Rules
ICCAT	The International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas
ICM	Institut de Ciències del Mar
IDW	Inverse Distance Weighting
INVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
LIW	Levantine Intermediate Water
MAPAMA	Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente
MEDITS	International bottom trawl survey in the Mediterranean
MP	Procesamientos de Gestión
MRM	Modelos Mínimamente Realistas
MSE	Evaluación de Estrategias de Gestión
MSVPA	Multi-species Virtual Population Analysis
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
PPC	Política Pesquera Común
RMS	Rendimiento Máximo Sostenible
SSB	Spawning stock biomass
STECF	Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries
UE	Unión Europea
VMS	Vessel Monitoring System
WIW	Winter Intermediate Water
ZPR	Zonas de Pesca Restringidas

1. Justificación y Objetivos

1.1. Introducción

Los recursos pesqueros representan una fuente vital de vida para la humanidad. El pescado se considera cada vez más un elemento esencial de la dieta diaria en muchos sitios del mundo, tiene una influencia económica perceptible y representa un elemento clave para las comunidades que dependen de la pesca. Sin embargo, el estado actual de la sobreexplotación y los riesgos de colapso que padecen la mayoría de las pesquerías mundiales hacen que el futuro de la pesca como actividad económica, social y cultural sea altamente preocupante e incierto (FAO, 2016).

En efecto, la situación de las pesquerías no ha mejorado en los últimos años y el aumento de la presión pesquera sobre las poblaciones de peces lleva a unos resultados cada vez más alarmantes. Según el último informe de la FAO, se estima que el 31,4% de las poblaciones de peces tienen un nivel de explotación no sostenible, las explotadas plenamente representaron el 58,1% y las subexplotadas el 10,5%. La proporción de los stocks plenamente explotados, sobreexplotados o agotados aumentó de 10% en 1974 hasta 70% en 2013 (FAO, 2016).

La situación actual de las pesquerías mundiales y la fragilidad de los diferentes ecosistemas marinos (Tsikliras & al., 2015) es el resultado directo de un conjunto de prácticas pesqueras irresponsables y de unas políticas de gestión que no fueron suficientemente vigilantes, ineficientes o que no tenían en cuenta la dimensión social de las pesquerías. Por otra parte, el retraso en la introducción de la visión de gestión sostenible y la inconsciencia de su importancia tanto ambiental como económica por muchas comunidades de pescadores hicieron difícil sobrepasar la situación actual de sobreexplotación et alcanzar realmente unas pesquerías sostenibles.

A pesar de las diferentes implicaciones de la sobreexplotación de las pesquerías mundiales y de la conciencia de las limitaciones del enfoque mono-específico en la ordenación pesquera, la base de conocimientos sobre el funcionamiento de los ecosistemas y el efecto de la pesca sobre sus diferentes componentes está mejorando poco a poco (FAO, 2007). Esto ha llevado al desarrollo de diferentes enfoques para la modelización de las interacciones ecológicas en los ecosistemas marinos explotados por la pesca para orientar las pesquerías hasta la sostenibilidad.

En este estudio, se trata el ejemplo de un serio problema de sobreexplotación al que se expone una de las pesquerías de mayor interés en el Mediterráneo. Antes de presentar esta pesquería junto con el contexto y los objetivos del estudio, introducimos brevemente el sector pesquero en el Mediterráneo y los principales retos que amenazan a sus recursos.

1.2. Antecedentes sobre el sector pesquero en el Mediterráneo

1.2.1. El mar Mediterráneo

El mar Mediterráneo tiene una superficie de aproximadamente 2,5 millones km² (con exclusión del Mar Negro), lo que representa casi el 0,7% de la superficie total de los océanos (Figura 1). La riqueza natural del Mar Mediterráneo es el resultado de una multitud de características y hábitats que existen en un área altamente influenciada por la complejidad de su historia geológica y las sorprendentes características de su relieve (Tsikliras et al., 2015).

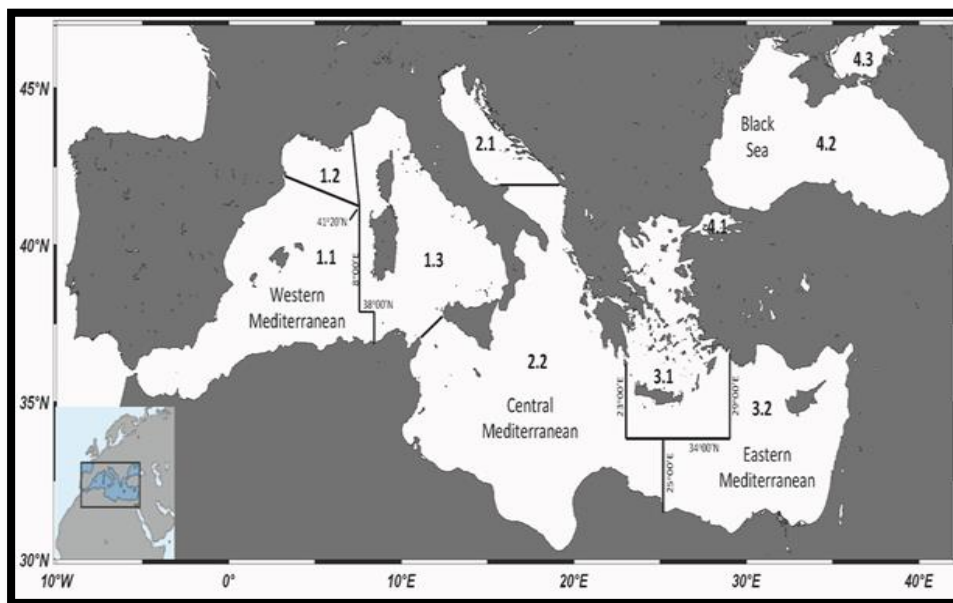


Figura 1: Mapa del Mediterráneo y el Mar Negro (Área de Pesca 37) según la división de la FAO (Tsikliras et al, 2015)

El Mediterráneo se caracteriza específicamente por la presencia de poblaciones de peces compartidas y poblaciones con un porcentaje migratorio elevado, la importancia de la pesca de recreo y, especialmente, la práctica de una pesca mixta y multi-específica. Por otra parte, el Mediterráneo es el lugar de una biodiversidad importante, en términos de especies (más de 600 especies de peces), de flota pesquera y de puntos de desembarque. Dada la estrechez de su plataforma continental, una gran parte de las actividades pesqueras se practica cerca de la costa. Estas aguas costeras y de la plataforma son las más productivas.

La plataforma y el talud continental, sobre todo en el Mediterráneo septentrional, se explotan hasta una profundidad de 800 m con una gran variedad de artes para distintos peces e invertebrados demersales y la mayoría de las capturas están constituidas por peces de edades comprendidas entre 0 y 2+ años (CGPM, 1995). En aguas superficiales y de mar abierto se explotan sobre todo peces pelágicos, como los pequeños pelágicos (sardina, anchoa) o grandes pelágicos (pez espada, y atún rojo y otros escómbridos).

1.2.2. Producción y recursos explotados en el Mediterráneo

La producción pesquera en el Mediterráneo y el Mar Negro es una fuente importante de alimentos e ingresos. El valor total de los desembarques de la pesca de captura en la región en 2013 se estima en 2.940 millones de USD. La CGPM estima que la pesca de la zona emplea directamente a casi un cuarto de millón de personas, sin contar los empleados en las industrias secundarias, como la elaboración del pescado (FAO, 2016). Las condiciones ambientales que marcaron el mar Mediterráneo, incluido su secado casi total hace 5 o 6 millones de años, han influido fuertemente en la existencia y la distribución geográfica actual de las especies de peces en la región (Abdul Malak et al., 2011).

Desde los años 80, la producción de la pesca en el Mar Mediterráneo y el Mar Negro ha disminuido pasando de 2,114 millones de toneladas en 1988 a 1,559 millones de toneladas en 2015 (Figura 2). Este descenso de las capturas, que no se debe a una disminución de la actividad pesquera en sí, revela un declive alarmante de ciertas poblaciones, sobre todo de peces marinos.

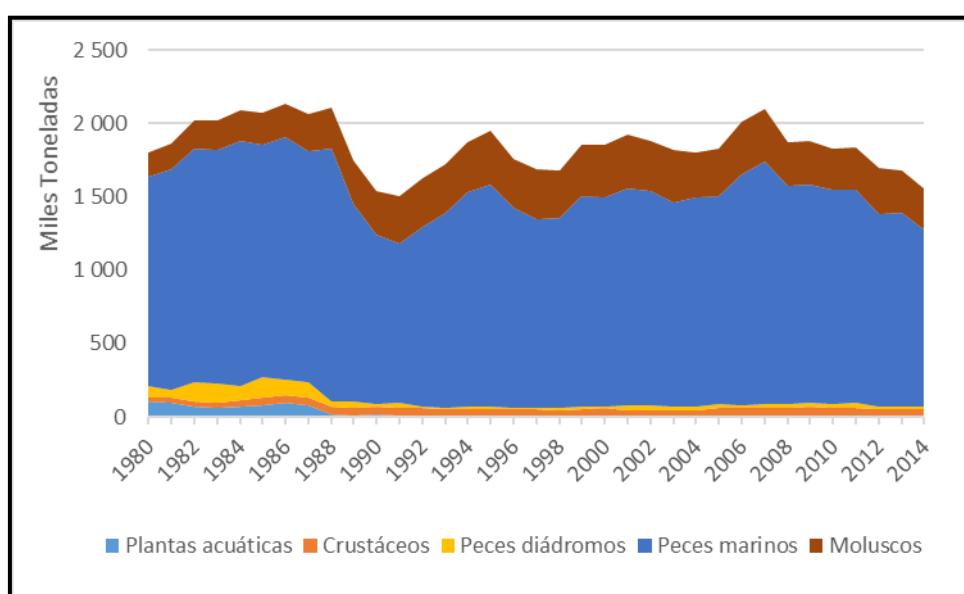


Figura 2: Tendencia de la producción pesquera en el Mediterráneo y el Mar Negro por grupos "ISSCAAP" (1980-2014) (FAO-FishStat)

En efecto, la evolución de la producción de peces marinos en el Mediterráneo, muestra una tendencia de disminución por casi todos los grupos "ISSCAAP", principalmente los peces demersales de la categoría "Bacalao, merluza, eglefino", que pasó de más de 96.800 toneladas en 1993 a 37.012 toneladas en 2014 (Figura 3). La presión se intensifica especialmente sobre el pez espada, la merluza, el salmonete, los espáridos, la anchoa, la sardina, la gamba blanca y la gamba roja (FAO-FishStat).

Este agotamiento de los recursos pesqueros en el Mediterráneo se debe a la sobreexplotación, propiciada por el aumento de la capacidad extractiva de las flotas pesqueras, siendo este aumento debido a las mejoras tecnológicas y nuevos artes de pesca, principalmente.

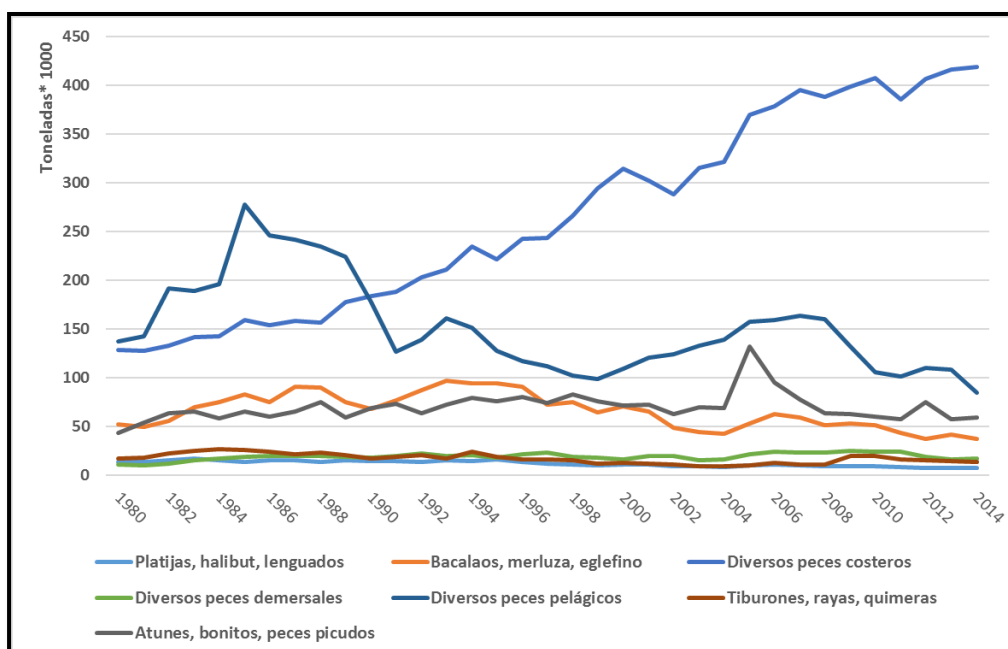


Figura 3: La producción de peces marinos en el Mediterráneo y el mar Negro (1980-2014)
(FAO-FishStat)

1.2.3. Principales artes de pesca en el Mediterráneo

Diversos artes de pesca se utilizan para la explotación de las especies en el Mediterráneo, incluyendo el arrastre de fondo, redes de enmalle, el trasmallo, las trampas, los palangres de fondo y una variedad de dragas. Aunque los desembarques de la pesca de arrastre de fondo se componen de una multitud de especies (Leonart y Maynou, 2003), las principales especies objetivo en estas pesquerías son los peces de fondo, como la merluza (*Merluccius merluccius*) y el salmonete (dos especies: *Mullus barbatus* y *M. surmuletus*), o los crustáceos de profundidad como la gamba roja (*Aristeus antennatus*) o la cigala (*Nephrops norvegicus*), que alcanzan precios unitarios importantes.

En el Mediterráneo español, el Arrastre de Fondo, con 617 buques de unos 20 metros de eslora media, obtienen las mayores capturas de especies demersales (merluza, salmonete, cigala y gamba roja) que suponen más del 60% del valor de la pesca en el Mediterráneo. La flota de cerco (234 buques) captura especies de comportamiento pelágico, destacando entre otras la sardina, jurel, alacha y el boquerón (MAPAMA, 2015).

1.2.4. Amenazas de los recursos del Mediterráneo

Durante el siglo pasado, la pesca ha crecido rápidamente en el Mediterráneo (Zenetos et al., 2002), cambiando casi por completo esta actividad antiguamente artesanal a una explotación industrial insostenible de los recursos naturales (Goñi et al., 2000). La actividad pesquera está concentrada en su mayoría en los pequeños “métiers” (90% de la flota son embarcaciones < 15 m de eslora) y, aunque la producción no sobrepasa 1% de la pesca mundial, el valor económico de los productos es muy importante (EC, 2008).

La figura 4, refleja que los peces marinos presentes en el Mar Mediterráneo están expuestos a una serie de importantes amenazas. Más de la mitad de las especies de peces marinos se ven afectados, directamente o indirectamente, por las actividades de pesca. De hecho, la pesca, ya sea específica o no, es, con mucho, la amenaza más inquietante ya que afecta al 33% de las especies autóctonas de peces marinos en el Mar Mediterráneo. Por otra parte, el 18% de los peces marinos en la zona se encuentran amenazados por la captura incidental (Abdul Malak et al., 2011).

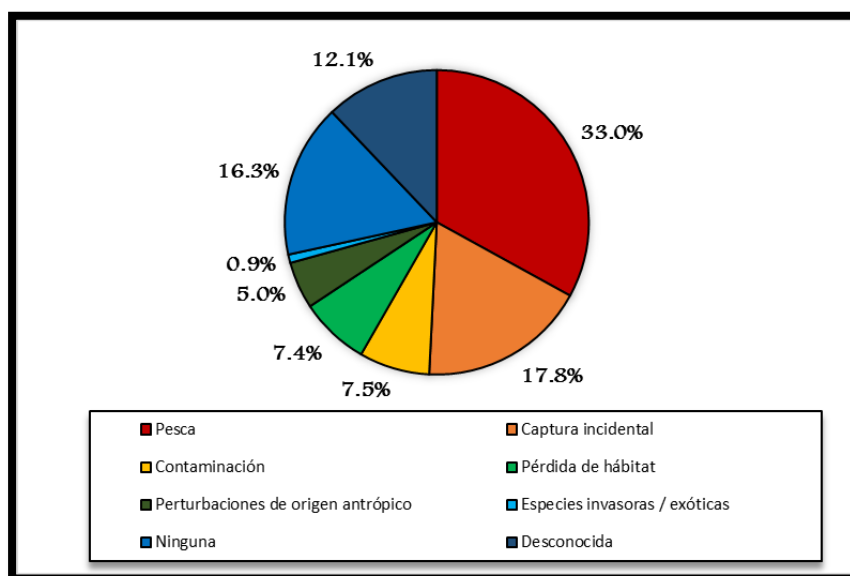


Figura 4: Resumen de las amenazas que afectan más las especies de peces autóctonas del Mediterráneo (Abdul Malak et al., 2011).

Hoy en día, la mayoría de las poblaciones mediterráneas de peces comerciales están sobreexplotadas (FAO, 2016). La sobreexplotación implica un cambio en la estructura de la población, con predominio de individuos de pequeños tamaños, una pérdida de la biomasa y una disminución de la fertilidad y del reclutamiento (Murawski, 2000).

Además, los efectos negativos de la sobrepesca no se limitan a las especies objetivo, sino impactan también los hábitats de las comunidades demersales, sobre todo, mediante la pesca de arrastre que causa su destrucción. Por último, se estima que la desaparición de los importantes depredadores del Mediterráneo (como las focas, tiburones, atún, pez espada y meros) afecta directamente la cadena trófica, causando la alteración de la ecología de numerosas zonas del Mediterráneo (Sala, 2004).

1.2.5. Medidas de gestión pesquera en el Mediterráneo

Al nivel del Mediterráneo, se realizan evaluaciones científicas regulares principalmente dentro de los dos organismos internacionales, la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM) de la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT). El Comité Científico, Técnico y Económico de Pesca (STECF) de la UE, también lleva a cabo evaluaciones de las poblaciones explotadas por los países de la UE al nivel del norte de la costa mediterránea. Esto está mejorando poco a poco la recopilación y la calidad de datos disponibles, y por supuesto la evaluación y la gestión pesquera de los stocks del Mediterráneo, a pesar de que todavía hay zonas con nula o inadecuada información sobre la pesca (por ejemplo, el este del Mediterráneo) (Tsikliras et al., 2015).

La regulación de pesca de los diferentes países en el Mediterráneo consiste en una gran variedad de medidas de gestión basadas principalmente en los inputs y se pueden clasificar en dos grandes categorías (Papaconstantinou y Farrugio, 2000):

- **Las medidas destinadas a controlar el esfuerzo pesquero:**

Se basan en las restricciones impuestas al número o la capacidad de los buques de pesca, en lugar de los límites de captura y el control de los descartes y las capturas accesorias en las cuales consiste la política pesquera en el Atlántico y otras partes del mundo. Entre estas medidas, algunas están orientadas hacia la prevención de la expansión del número de buques de pesca a través de un sistema de licencias, y pueden ser consideradas como directas, mientras que el objetivo de otras medidas es de poner los límites superiores de la capacidad pesquera de los buques individuales, a través de las limitaciones de potencia del motor y del tonelaje, y se pueden considerar como indirectas.

- **Las medidas destinadas a controlar los patrones de explotación:**

El segundo conjunto de medidas se basa en disposiciones que regulan las prácticas y técnicas de pesca, las temporadas de pesca o zonas, y los modelos de explotación de recursos, conocidos comúnmente como medidas técnicas. La eficiencia de tales medidas depende, entre otros, de la disponibilidad y la calidad de los resultados de investigaciones científicas sobre las áreas de desove, el tamaño de primera madurez y los estudios de selectividad de malla.

Una serie de medidas técnicas ha sido introducida en las leyes nacionales de todos los Estados Miembros de la FAO y CGPM. Estas medidas incluyen la limitación de acceso a las pesquerías (sistema de licencias) y la limitación de la pesca en algunas zonas y durante algunos períodos de tiempo, el uso de una malla mínima específica y de ciertos artes de pesca durante algunos períodos de tiempo y / o en algunas áreas, la limitación de los caballos de fuerza y el tamaño de los buques de pesca, con la limitación del tamaño o peso mínimo y de algunas especies (Imagen 1).



Imagen 1: Principales medidas de gestión pesquera en el Mediterráneo, a: control del esfuerzo; b: tallas mínimas; c: AMPs; d: malla mínima

1.3. Justificación del trabajo

A pesar de los compromisos internacionales de la Unión Europea para alcanzar el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) y los signos positivos en otras pesquerías europeas (Cardinale et al., 2013), el diagnóstico actual sigue demostrando una situación peligrosa de sobreexplotación al nivel del Mediterráneo. En 2013, el 59 % de las poblaciones evaluadas en la zona del Mediterráneo y el Mar Negro estaban explotadas a un nivel insostenible desde el punto de vista biológico y el 41 % estaban plenamente explotadas o subexplotadas. Sin embargo, la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM) calcula que aproximadamente el 85 % de las poblaciones de peces en esta zona se explotan de forma insostenible (FAO, 2016).

En cuanto a las especies demersales del Mediterráneo, las evaluaciones de las poblaciones indican que la mayoría de estas especies están en la actualidad totalmente explotadas o sobreexplotadas, también hay evidencias de cambios en la estructura de la comunidad a través del tiempo, con disminución de los taxones menos resistentes, como los elasmobranchios, y el aumento de las capturas de individuos de tamaño pequeño y crecimiento rápido.

Bajo el paradigma actual de explotación en el Mar Mediterráneo, es poco probable alcanzar para el año 2020, los objetivos de la Política Pesquera Común (PPC), para una explotación de las poblaciones a un nivel de máximo rendimiento sostenible. Esto es debido a los altos niveles de explotación sufridas por algunas poblaciones mediterráneas, especialmente la merluza (*Merluccius merluccius*), y las dificultades prácticas de tomar medidas enérgicas inmediatas para resolver el problema (Maynou, 2014).

1.3.1. La sobreexplotación de la merluza en el GSA 6

La merluza (*Merluccius merluccius*) es una de las especies más importantes del ecosistema demersal Mediterráneo. Esta especie de valor comercial importante está intensamente explotada por una pesquería de reclutamiento (Morales-Nin et Moranta, 2004) y padece tasas de sobreexplotación alarmantes. Las capturas de merluza en el Mediterráneo y el Mar Negro han disminuido de las 52.394 toneladas pescadas en 1994 a las 20.370 toneladas en 2014. Se considera que todas las poblaciones de merluza están sobreexplotadas (FAO, 2016).

Los estudios llevados a cabo por la CGPM diagnostican que se trata de una sobrepesca de crecimiento al nivel del Mediterráneo, lo que se traduce por unas capturas muy importantes de juveniles. Esta situación es muy peligrosa porque, en cualquier pesquería, el número de nacimientos está muy condicionado por las condiciones ambientales. Los pequeños cambios que afecten la supervivencia de los alevines (como la cantidad de alimento disponible, aumento de depredadores etc.) podrían colapsar la pesquería de un año para otro.

El último informe del STECF, también menciona que la situación actual de la merluza en GSA 6 requiere atención inmediata como la especie muestra un claro patrón de disminución del reclutamiento y un alto índice de explotación, centrado en los reclutas (grupo de edad 0) y el grupo de edad 1 (STECF, 2015). Por otra parte, la biomasa reproductora de la merluza se estima muy baja: 3% de la biomasa virgen teniendo en cuenta que por lo general el 30% es un porcentaje debajo del cual hay riesgos de colapso del reclutamiento (CGPM, 2009).

En general, las medidas de gestión aplicadas a la pesquería de merluza en el Mediterráneo, parecen ser insuficientes o inadecuadas. En efecto, a pesar de la aplicación de tales medidas, estos recursos aparecen sobreexplotados desde hace décadas (Papaconstantinou y Stergiou, 1995; Oliver y Massutí, 1995). Esto debe atribuirse principalmente a la naturaleza de las pesquerías del Mediterráneo, siendo multi-específicas y caracterizadas por diferentes artes de pesca planteando ciertas dificultades en el diseño y la implementación de medidas de protección uniformes y más eficaces.

Para mejorar el estado de explotación de las pesquerías del Mediterráneo (STECF, 2016), un plan de gestión multianual fue elaborado para estudiar los diferentes escenarios de gestión susceptibles de disminuir la presión pesquera sobre estas pesquerías. En el caso específico de la pesquería de merluza en el área GSA6, los resultados de las proyecciones derivados de diversos escenarios de gestión estudiados, revelan que dada la alta proporción de mortalidad por pesca actual ($F_{\text{current}} = 1.48$) comparando a la F_{RMS} ($F_{\text{current}}/F_{\text{RMS}} = 9.77$), la biomasa de los diferentes stocks se beneficiaría de la aplicación de grandes reducciones requeridas en el esfuerzo de pesca (80 a 90%, dependiendo del escenario).

En el caso de las especies más sobreexplotadas como la merluza, reducir el esfuerzo de pesca hacia F_{RMS} implicaría un aumento de los desembarques poco después del año 2018 o 2020. Sin embargo, la particularidad multi-específica de esta pesquería resultara en que la mayor parte de los stocks permanecieron subutilizados. Esto implica que la regulación más eficaz en este caso es la mejora de la selectividad, aunque no va permitir lograr a F_{RMS} .

El paradigma actual de control del esfuerzo en el Mediterráneo (Lleonart y Maynou, 2003; Colloca et al., 2013) hace difícil conseguir las grandes reducciones requeridas en la mortalidad por pesca para las poblaciones que han sido sometidas a altas tasas de explotación durante décadas. Así, re-orientar la explotación de los recursos pesqueros del Mediterráneo para ayudar a cumplir los objetivos de la política en términos de niveles de mortalidad por pesca compatibles con el RMS en 2020, solamente se puede lograr con medidas de gestión que combinan cambios en los patrones de explotación con el cierre de áreas estacionales o espaciales (Maynou, 2014).

También, teniendo en cuenta el gran tamaño que puede alcanzar la merluza (más de 100 cm de longitud total), junto con un tamaño bajo en la primera captura de la red de arrastre de malla fina mediterránea (Bethke, 2004), la protección de las zonas de cría de merluza se ha propuesto como una medida eficaz para mejorar la composición por tamaño de las capturas (Caddy, 1999).

Por tanto, se hace urgente mejorar de las estrategias actuales de gestión para la protección de la merluza inmadura y reproductora en la zona del Mediterráneo, implementando nuevas medidas de gestión espacial tales como las AMPs. El establecimiento de una red de áreas marinas protegidas en las áreas de cría y de desove de la merluza al nivel del Mediterráneo figura en la recomendación de muchos autores como una alternativa para la recuperación de la pesquería.

La aplicación de una estrategia de cierres temporales y espaciales en las zonas de cría, que aparecen espacialmente estables (Sanchez y Gil, 2000), manifestara un impacto positivo en la situación de las poblaciones de merluza del Mediterráneo occidental (Goñi et al, 2004). Esta medida de gestión va asegurar la protección de tanto los juveniles y los adultos de merluza siempre y cuando dichas áreas equivalen a una proporción "significativa" del hábitat total de la especie e incluyan zonas donde se prohíbe toda actividad extractiva, y cuando se identifican zonas de acceso limitado con mayor control de artes y de permisos de pesca (Relini et al., 2002).

El presente trabajo nació en esta perspectiva para intentar evaluar la eficacia de tales medidas de gestión espaciales sobre la pesquería de merluza sobreexplotada. La segunda parte de justificación del trabajo, subraya de manera general el interés que pueden representar estas medidas en el Mediterráneo.

1.3.2. Revisión sobre el beneficio de las AMPs

Las Áreas Marinas Protegidas (AMP) han sido reconocidas como la herramienta de gestión y de conservación más eficaz capaz de gestionar el deterioro sin precedentes de los ecosistemas marinos y mitigar sus efectos (Lubchenco et al., 2003) y representan una nueva perspectiva en la gestión de la pesca para superar las experiencias negativas de las aplicaciones tradicionales de gestión de las pesquerías. Este régimen de gestión no tiene una larga historia (Sheppard, 2000; Sakinan, 2008) y los beneficios de las AMPs pueden no ser medibles en el corto plazo (Ward y Hegerl, 2003).

Aunque el Código de Conducta para la Pesca Responsable no se refiere explícitamente a las AMPs, la utilización de las áreas protegidas está implícita en las recomendaciones relativas a las medidas de ordenación (las áreas cerradas, las temporadas de veda y las zonas protegidas) destinadas a reducir al mínimo los desechos de la pesca, los descartes, la pesca incidental, la pérdida o el abandono de aparejos de pesca y las repercusiones adversas en las especies asociadas o dependientes, en particular las en peligro. En las orientaciones técnicas de la FAO sobre el enfoque ecosistémico de la pesca (FAO, 2003) se reconoce que las Áreas Marinas Protegidas pueden contribuir a la sostenibilidad de la pesca.

a) *Concepto de AMP:*

En el contexto de la gestión de la pesca, y según el Centro Nacional de Áreas Marinas Protegidas, las AMPs se definen como cualquier parte del medio marino que ha sido reservada por las leyes o reglamentos federales, estatales, territoriales, tribales y locales para asegurar la protección a largo plazo para la totalidad o parte de los recursos naturales o culturales incluidos en el mismo. Al nivel de España, la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, define las AMPs como espacios naturales designados para la protección de ecosistemas, comunidades o elementos biológicos o geológicos del medio marino, que en razón de su rareza, fragilidad, importancia o singularidad, merecen una protección especial (MAPAMA, 2016).

En los años 2000, la Comisión General de Pesca del Mediterráneo designó, grandes áreas del mar Mediterráneo como zonas de pesca restringidas (ZPR) para tratar de recuperar las poblaciones de muchas especies comerciales explotadas en la región y proteger los hábitats y las especies sensibles. Estas áreas incluyen 4 AMPs de usos múltiples, y todas fueron cerradas a ciertas formas de pesca, principalmente la pesca de arrastre de fondo, debido a sus impactos muy negativos sobre los ecosistemas de los fondos marinos sensibles y las especies demersales (FAO, 2012).

A nivel de las costas españolas, hay actualmente diez reservas marinas pesqueras que son gestionadas por la Secretaría General de Pesca (MAPAMA, 2016): siete en el Mar Mediterráneo y tres en las aguas de las Islas Canarias. Además, otras reservas son gestionadas por comunidades autónomas, principalmente en el Mediterráneo.

b) Efectos positivos de las AMPs:

Los efectos positivos de la AMP, siempre que incluyen las zonas donde está prohibida toda actividad extractiva, han demostrado ser útiles, incluso más allá de sus límites. Las evaluaciones del impacto ambiental de las zonas marinas protegidas en el mundo tienden a ser unánime sobre el hecho de que las zonas marinas protegidas donde está prohibida la actividad pesquera producen resultados ambientales significativos en comparación con los espacios abiertos a la pesca (Lester et al., 2009; Sciberras, et al., 2015). Sin embargo, las zonas marinas protegidas, donde la pesca está prohibida (AMP "sin captura") son una minoría. En 2010, las AMP "sin captura" estrictamente reguladas constituyen sólo el 0,1% de los océanos del mundo, y menos del 10% de la superficie mundial de las AMPs (Pisco, 2011).

Algunos proyectos de investigación se han centrado a estudiar el impacto ecológico de las zonas marinas protegidas del Mediterráneo y su contribución a la pesca sostenible. El proyecto **BIOMEX** (2005) evaluó la exportación de biomasa, sea de adultos o huevos y larvas de 6 AMPs costeras "no-take" y de reservas pesqueras de España y Francia, los resultados sugieren una evidencia de exportación de adultos y juveniles desde la AMP de estudio hasta las áreas vecinas, aunque el alcance de esta exportación se redujo espacialmente a un máximo de 1000 m. Los autores afirman que este impacto ecológico espacialmente limitado podría ser el resultado de la alta presión de pesca a los límites del AMP o a discontinuidades del hábitat.

El proyecto **EMPAFISH** (Planes et al., 2008) continuó el trabajo BIOMEX. Se amplió la muestra a 20 AMPs "no-take", reservas de pesca y áreas de gestión de la pesca en cuatro países del Mediterráneo Occidental (España, Francia, Italia y Malta). Se ha comparado los indicadores de rendimiento ambiental (biomasa de peces, el tamaño y la exportación) dentro y fuera del AMP con los datos de la revisión de 55 estudios científicos. Los investigadores del proyecto confirmaron sus resultados anteriores, que mostraron efectos positivos pero limitados de las AMPs del Mediterráneo.

En otro meta-análisis de los impactos relacionados con la pesca de 72 AMP en el mundo, Monbrison (2013) muestra "unos efectos positivos innegables" de las zonas marinas protegidas en la riqueza de especies, la abundancia y el tamaño medio de los peces e invertebrados, la estabilidad y la resistencia de los ecosistemas marinos. Estos efectos contribuyen al aumento limitado de la biomasa explotable fuera del AMP y la estabilidad del reclutamiento. Desde el punto de vista teórico, las reservas deben permitir evitar la sobrepesca de crecimiento, de reclutamiento, demográfica, en serie, genética y del ecosistema (Bohnsack, 1992).

Ahora se reconoce científicamente que el establecimiento de zonas marinas protegidas puede tener un impacto directo sobre los recursos pesqueros, en beneficio de los pescadores. Este impacto se define a través del concepto de "Efecto reserva" (Imagen 2). El efecto reserva se manifiesta por un aumento general de las densidades dentro del área protegida marina y las zonas periféricas; un aumento general en el tamaño medio de las poblaciones de peces dentro de las áreas protegidas y un aumento de la diversidad de especies que se traduce en un mayor número de especies.

La base teórica de este supuesto es que el tamaño de la población es el resultado de cuatro factores de equilibrio: la fecundidad, la inmigración, la mortalidad y la migración. Por lo tanto, una reducción de la mortalidad y un aumento de la migración, debidos a la mejora de la calidad del hábitat deben aumentar el tamaño y el número de individuos en el AMP hasta que se alcanza un punto de saturación a partir de lo cual los recursos presentes en la reserva empiezan a limitar

el crecimiento de la población. Así, tiene lugar una exportación de juveniles o adultos a las áreas circundantes o distantes (de acuerdo a la naturaleza sedentaria de la especie) (Mora & Sale, 2011).

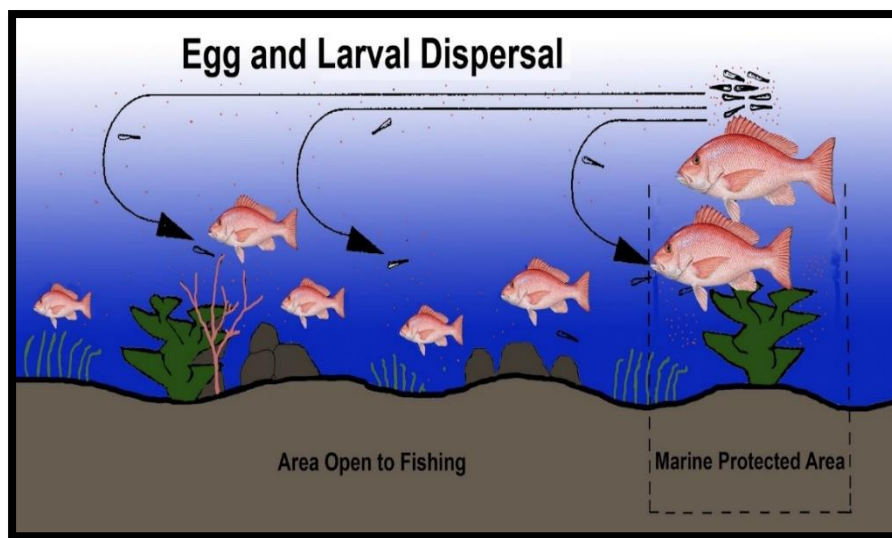


Imagen 2: Dispersión de los huevos y larvas en la reserva marina (Bohnsack, 1990)

c) Conclusiones sobre las AMPs

Hoy en día, se hace urgente el establecimiento de Áreas Marinas Protegidas que protegerán las áreas de desove y de cría de la mayoría de las especies, así como la estructura y función del ecosistema a nivel del Mediterráneo (Tsikliras et al., 2010). Las AMPs pueden ser también una herramienta eficaz para la conservación de la biodiversidad y la mejora de la pesca, lo que maximiza los beneficios de estas medidas de gestión espaciales.

Sin embargo, para lograr el desarrollo sostenible de los océanos, estos impactos deben ir acompañados de medidas más amplias dirigidas al medio marino en su conjunto, por ejemplo, reduciendo el esfuerzo de pesca, estableciendo prohibiciones temporales o limitando aún más las cuotas de pesca para algunas de las especies más explotadas. También, los efectos de la protección se pueden esperar o pueden desaparecer rápidamente una vez que la supervisión se suspende. También estos efectos positivos dependen del sitio, el contexto y las especies, y deben ir adaptadas con las características de cada pesquería (Ward & Hegerl, 2003).

A escala mediterránea, los administradores de las AMPs indican que la pesca representaba la mayor amenaza para sus AMPs (Gabrié et al., 2012). Mediante el análisis de la biomasa de peces en 30 lugares en todo el Mediterráneo, Guidetti et al. (2014) encontraron que sólo las AMPs "sin captura" y con un buen seguimiento garantizan un impacto significativo en comparación con las zonas marinas protegidas de usos múltiples y las zonas de pesca.

En contraste, la proporción del mar Mediterráneo ocupado por reservas completamente cerradas a la pesca es muy baja (el 0,1% de la superficie total del mar sobre una muestra de 677 AMP). Por tanto, estos autores recomendaron el establecimiento de más de dichas zonas. La propuesta es razonable ya que las reservas explotables son objeto de sobrepesca en el Mediterráneo, especialmente en la parte oriental del mar (Tsikliras et al., 2015).

Por fin, la creación de un área marina protegida tendrá impactos sociales y económicos en los diferentes sectores. El éxito de un AMP se basa en un profundo conocimiento de las comunidades de pescadores y los demás usuarios del mar y su reacción potencial para la creación de una AMP. En particular, el movimiento de las actividades pesqueras, la reducción de los ingresos y el impacto en los sectores más vulnerables de la población requiere medidas de acompañamiento. El éxito de una AMP requiere el establecimiento de una administración coherente, apoyada mediante regulaciones, su aplicación y un sistema de evaluación de la gestión y control del medio ambiente (Orbi, 2015).

1.4. Objetivos de la tesis

1.4.1. El objetivo principal del trabajo:

Visto el estado peligroso de sobreexplotación que padece la merluza al nivel del Mediterráneo, particularmente, en el área GSA 6, y considerando la importancia de la gestión espacial para la sostenibilidad de las pesquerías del Mediterráneo, el presente trabajo se basa en la introducción de unas medidas de gestión espacial a través la creación de zonas protegidas contra la pesca (AMP) para proteger los ecosistemas más productivos donde se encuentran los hábitats esenciales para el reclutamiento de la especie de merluza. El trabajo subraya la importancia de la simulación de los efectos bioeconómicos de tales medidas de gestión espacial para la toma de decisión.

El primer objetivo de este estudio es evaluar el beneficio de cerrar un área de poca profundidad a la pesca (hábitat esencial de reclutas de merluza) y las consecuencias de diversos escenarios de gestión espacial aplicados a la pesquería de merluza en el Mediterráneo catalán, precisamente, en la provincia de Girona.

1.4.2. Los objetivos relacionados con la gestión:

- Evaluar la eficacia de la gestión espacial aplicada a una de las pesquerías de mayor importancia económica en el mar Mediterráneo catalán actualmente sobreexplotada.
- Conjuguar las diferentes conclusiones derivadas de simulaciones realizadas sin consideraciones espaciales con aquellas que tratan la gestión espacial.
- Concluir sobre las mejores recomendaciones para la gestión sostenible de la pesquería a largo plazo e identificar el mejor escenario de gestión teniendo en cuenta las consecuencias económicas.

2. Revisión bibliográfica

En esta revisión bibliográfica, presentamos primero la zona de estudio, luego, las principales características de la especie estudiada y finalmente, se presenta un análisis de la pesquería de merluza en la zona de estudio.

2.1. **Presentación de la zona de estudio**

2.1.1. **Delimitación geográfica**

El mar de Cataluña se encuentra en el noroeste del Mediterráneo, es la parte del Mar Balear situada entre la parte noreste de la Península Ibérica y el archipiélago balear (Figura 6). Se limita por el Golfo de León y el Mar de Liguria en el norte y por el Mar Balear en el sur.

El mar catalán cuenta con más de 500 km de costas que van desde los perfiles arenosos hasta rocosos. La merluza es la especie demersal más importante en Cataluña. Se pesca regularmente todo el año y de forma generalizada en la mayoría de los puertos de Cataluña.

Nuestra zona de estudio se sitúa en el Mediterráneo catalán (GSA 6), precisamente en la provincia de Girona, y se extiende entre los puertos de Blanes y Palamós (Figura 5). En 2015, estos dos puertos registraron el 27% del total de capturas de merluza desembarcadas en Cataluña y representan los dos puertos más importantes de la comunidad en términos de capturas realizadas de esta especie y también en términos de flota pesquera operativa: 40% de la flota pesquera operativa en Girona y más del 14% de la flota operativa en Cataluña (Estadísticas de la Generalidad de Cataluña, 2016).

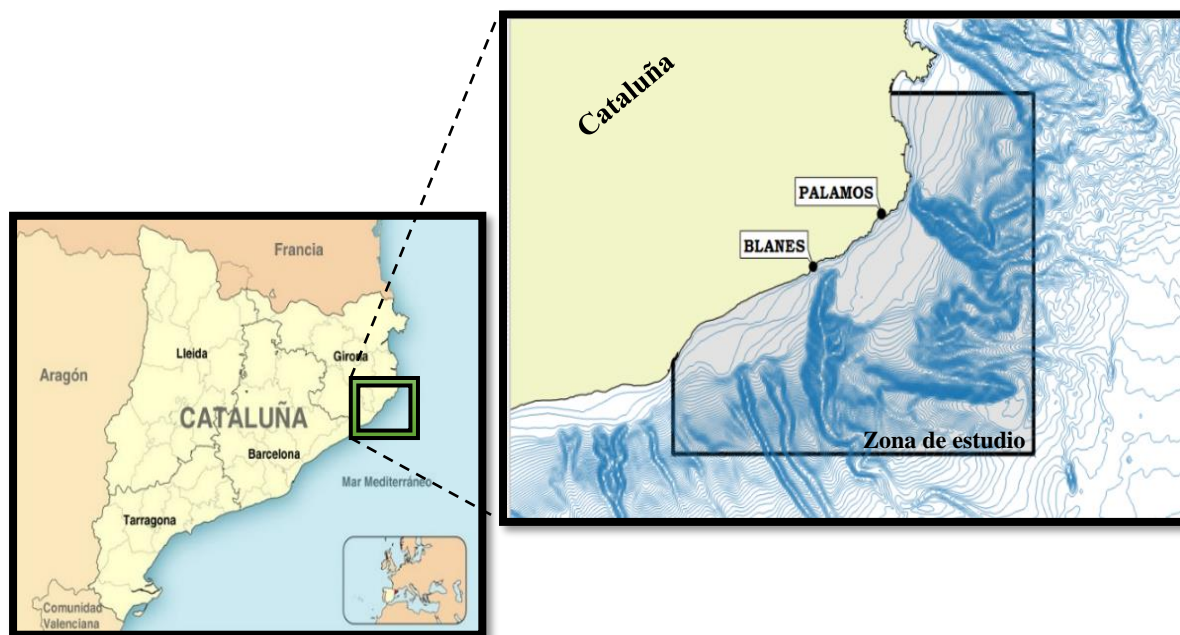


Figura 5: Delimitación de la zona de estudio

2.1.2. Producción primaria

La producción primaria en el mar Mediterráneo del NW presenta una fuerte estacionalidad, principalmente forzada por los cambios en la temperatura superficial (Duarte et al., 1999). La mezcla vertical se produce como resultado del enfriamiento invernal y, en consecuencia, los nutrientes de aguas profundas enriquecen la zona fótica. A principios de la primavera, las floraciones de fitoplancton ocurren cuando las aguas superficiales comienzan a calentarse y se forma una termoclina en la columna de agua. Una segunda y menor subida de la productividad del fitoplancton tiene lugar en otoño, cuando la mezcla vertical se repite (Estrada, 1996).

2.1.3. Plataforma continental y batimetría

La plataforma continental más septentrional del mar de Cataluña es estrecha (menos de 25 km de ancho) e irregular debido a la presencia de cañones submarinos, responsables de las desviaciones de la Corriente Catalana, generando remolinos e intrusioniones de agua más densa y salada sobre el continente (Font et al., 1988, Granata et al., 2004).

La carta batimétrica de nuestra zona de estudio (en base de los datos de cartográfica internacional del Mediterráneo), muestra áreas de poca profundidad, situadas a nivel de la plataforma continental y otras áreas más profundas, particularmente alrededor de los cañones submarinos (cañón de Blanes y cañón de Palamós) y más allá de la zona costera. La profundidad va de 24 m hasta más de 1km (Figura 6).

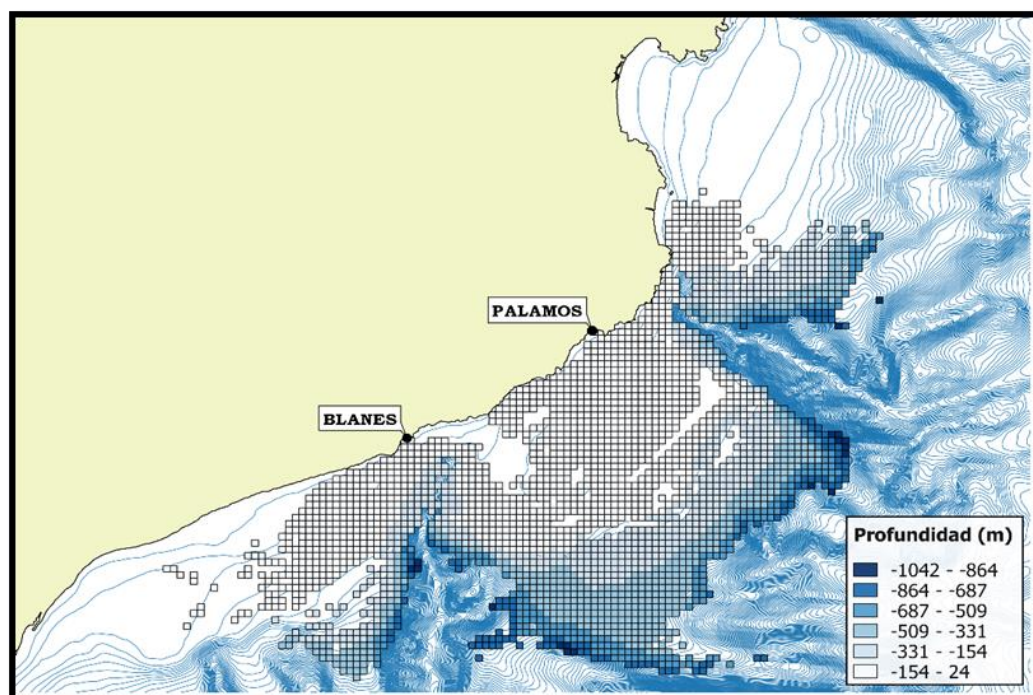


Figura 6: Batimetría de la zona de estudio

2.1.4. Circulación oceanográfica

La región de estudio se caracteriza por una variabilidad de mesoescala asociada a la presencia de remolinos anticiclónicos de mesoescala sobre la plataforma y el talud y cuya generación se ha asociado con diferentes procesos. Pascual et al. (2002) relacionó la generación al efecto directo del viento, otra hipótesis se basa en el análisis de series de observaciones satelitales de temperatura superficial del mar (SST) (Arnau, 2000) sugiere que estos remolinos podrían ser generados en el Golfo de León y se desplazan hacia el suroeste hacia el Mar de Cataluña (Fig.7).

Así, la circulación general en el mar catalán es ciclónica, con una masa central de agua densa rodeada por aguas continentales más ligeras y aguas del Atlántico (Font et al., 1988). Entre las aguas centrales y periféricas hay dos frentes permanentes, el frente catalán y balear, que siguen respectivamente la plataforma continental de la Península Ibérica y las Islas Baleares.

El frente catalán es causado por diferencias de salinidad (S) entre aguas continentales y centrales, mientras que el frente balear es causado por diferencias de temperatura (T) y (S) entre aguas atlánticas y centrales (Font et al., 1988). En la plataforma continental, la circulación está muy influenciada por la dinámica de la Corriente del Norte (NC) o Corriente Catalana, asociado al frente catalán (Font et al., 1988, Send et al., 1999).

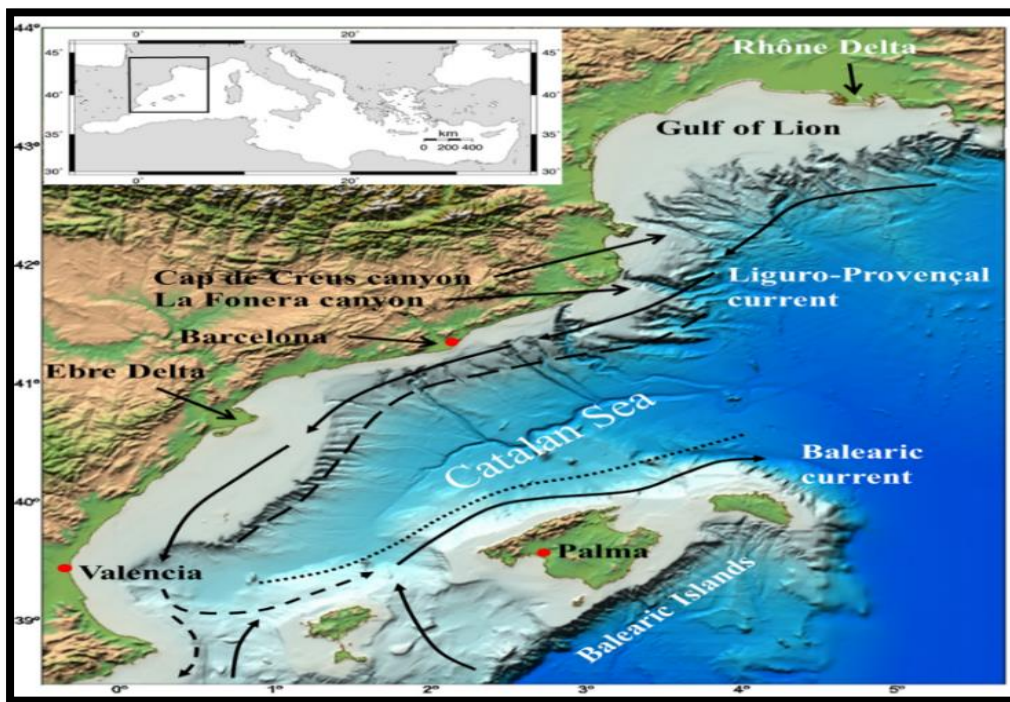


Figura 7: Principales características de la circulación oceánica y forzamiento en el área de estudio (ICM, 2005)

2.1.5. Estructura hidrográfica

La estructura hidrográfica más relevante en el área de estudio es el frente de densidad producido por las diferencias de salinidad entre las aguas costeras y oceánicas. Asociado con este frente, se forma una corriente que fluye hacia el sur (Font et al., 1988). Las aguas costeras catalanas pueden considerarse oligotróficas, aunque fuentes de nutrientes adicionales (como la escorrentía de los ríos) las convierten en un área más productiva que el mar abierto (Saiz, Sabatés, & Gili, 2014).

Encontramos cuatro masas de agua al nivel del Mediterráneo catalán:

(A) **Agua superficial** con tres masas superficiales de agua según su salinidad y su ubicación (Font et al., 1988):

(1) las aguas superficiales con influencia continental están situadas cerca de la costa peninsular, que contienen agua del Ródano y el Ebro, lo que da como resultado una salinidad (S) entre 35,5 y 37;

(2) las aguas superficiales con influencia atlántica están situadas cerca de las Islas Baleares y su S aumenta de 36,5 a alrededor de 37-37,3 como resultado de la evaporación progresiva desde su entrada al Mar Mediterráneo;

(3) las aguas superficiales residentes ("Aguas Mediterráneas" o "Aguas Atlánticas Modificadas") se localizan en el centro de la cuenca y tienen la mayor S (37.8-38) como resultado de la evaporación durante el tiempo de la cuenca mediterránea.

(B) **Dos tipos de aguas intermedias**, debajo de las aguas superficiales:

- Agua intermedia de invierno (**WIW**) se forma durante el invierno por convección de aguas superficiales (tanto del Golfo de León como del Mar de Cataluña) en la plataforma continental, sin mezclarse con aguas más profundas. Se caracteriza por una temperatura potencial mínima de 12 a 12,5 ° C y una S de 38,1 a 38,3.

- Agua intermedia levantina (**LIW**) está situado entre 200 y 600 m, y es el resultado de la mezcla de agua levantina formada en invierno en el Mar Egeo y Chipre con agua de invierno formada en el mar Adriático. Es el agua más salada, con un máximo S de 38.55 y un potencial máximo T de 13.5 ° C.

(C) Por último, **la WMDW** se encuentra por debajo de la LIW hasta el fondo de la cuenca. Tiene una temperatura potencial de 12,65 ° C a 12,9 ° C, una S de 38,45 a 38,48 y una densidad de 29,08 a 29,11 kg m⁻³.

2.2. Biología y dinámica de población de merluza

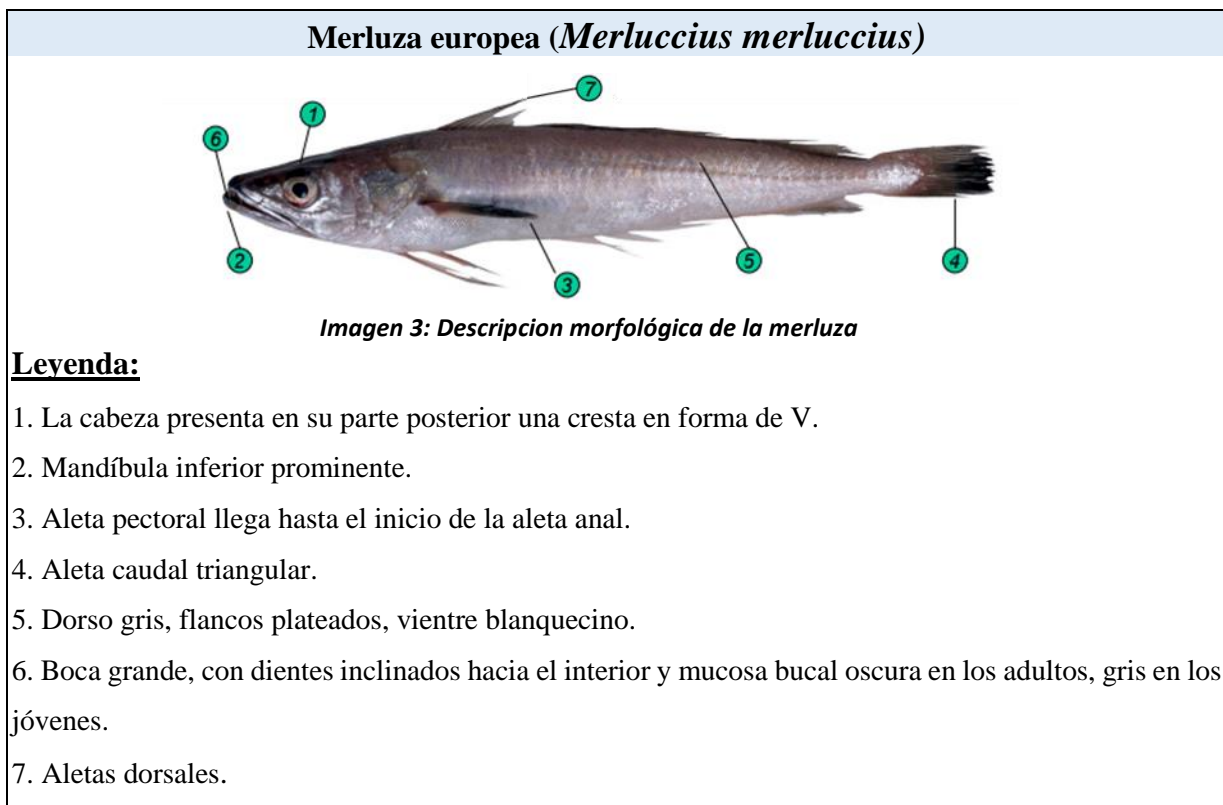
2.2.1. Presentación de la especie

Merluccius merluccius (Linnaeus, 1758), pertenece a la familia de MERLUCCIIDAE, el orden GADIFORMES, y es una especie que tiene diferentes nombres comerciales en las comunidades autónomas de España. En Cataluña, esta conocida por la apelación de Lluç.

a) Caracterización morfológica

La merluza (Imagen 3*) es un pez óseo, de mediano tamaño, comestible, muy apreciado y de gran importancia económica, nombrado en la bibliografía ictionímica al menos desde la Edad Media (Hita, 1343). Es el único pez del orden de gádidos sin barbillón, alcanza hasta 1,5 m de longitud, y sus principales caracterizas morfológicas se representan por:

- Una cabeza con crestas óseas.
- Dos aletas dorsales con sólo radios blandos; la primera corta, con 8 a 11 radios; la segunda muy larga, con 35 a 40 radios y con una escotadura en la parte final.
- Una aleta anal igual de larga que la dorsal, con 36 a 40 radios y también con escotadura.
- De 8 a 12 branquispinas en el primer arco branquial.
- Color gris pizarra por el dorso; flancos y vientre plateados.



*Según la publicación Manual de identificación de especies pesqueras de interés comercial en Andalucía de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía (2004).

b) *Distribución geográfica y hábitat*

La merluza vive a lo largo de las costas del continente europeo, desde Noruega hasta Mauritania al nivel del Mediterráneo, y a lo largo de la costa sur del mar negro (Figura 8). Diferentes autores han estudiado la distribución batimétrica de la merluza en el Mar Mediterráneo, como Massutí y Daroca (1976) al nivel de la costa española.

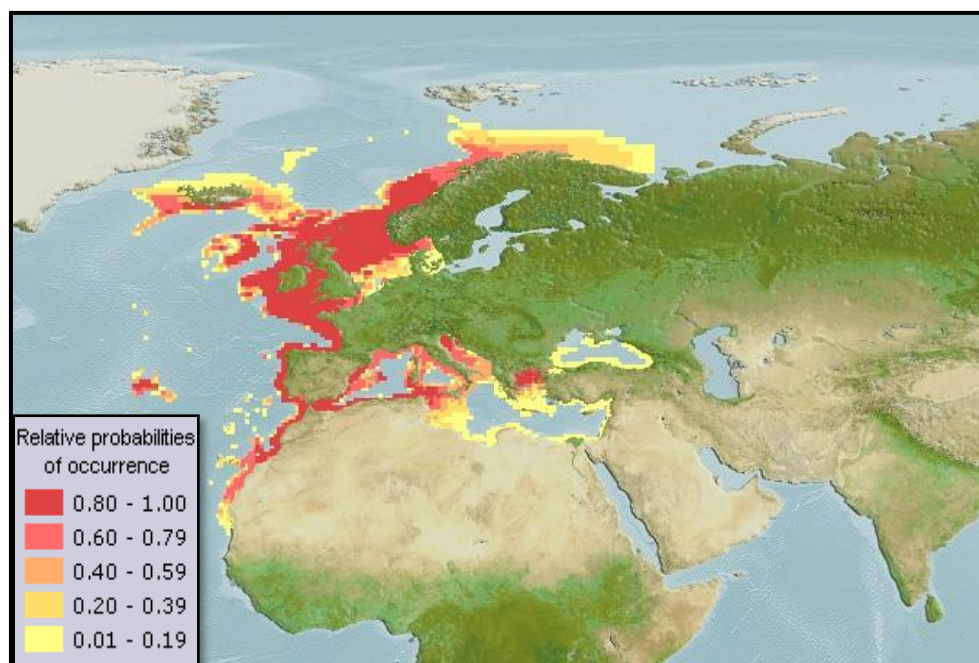


Figura 8: Distribución geográfica de la merluza (Fuente: Fishbase)

La distribución batimétrica de la merluza en el mar Mediterráneo muestra una amplia gama de profundidad que va desde 25 hasta 1000 m de profundidad. La especie se encuentra, más específicamente, a profundidades que van de 100 a 400 m y su abundancia aparece bastante limitada en aguas más profundas de 500 m (Papaconstantinou y Stergiou, 1995; Oliver y Massuti, 1995). Los valores más altos de abundancia coinciden con la zona de profundidad entre 100-200 m en la cual se encuentran la mayoría de las zonas de viveros en el Mediterráneo.

c) *Unidades de stocks*

Debido a una sencilla base merística (el número vertebral), se detectaron diferencias entre la especie de merluza del Atlántico y del Mediterráneo, así como entre la merluza del Mediterráneo occidental, central y oriental (Maurin, 1965). El número de vértebras es más alto en el Mediterráneo (superior a 52) (Maurin, 1965).

En su revisión sobre la especie de merluza en el mundo, Alheit y Pitcher (1995) considera dos unidades: una merluza del Mediterráneo Occidental (Oliver y Massuti, 1995) y una merluza del Mediterráneo oriental (Papaconstantinou y Stergiou, 1995), probablemente sobre la base de las diferencias en las tasas de crecimiento disponibles en ese momento en la literatura (Oliver et al, 1992; Tsimenidis et al, 1978). Además, se considera que el tamaño durante la reproducción y las tasas de crecimiento varían en los diferentes sectores del Mediterráneo (Abelló et al., 2002). Al nivel del Atlántico, se distinguen comúnmente dos poblaciones (Fishbase, 2016), el stock del norte de Europa que se distribuye desde el Golfo de Vizcaya hasta Noruega y el stock del sur de Europa ocupando la costa del norte de España y del Portugal.

El stock del Mediterráneo (stock del Golfo de León) tiene poco intercambio con el del atlántico y se considera como un stock distinto. Las dos poblaciones están genéticamente diferenciadas, y el estrecho de Gibraltar representa la barrera que limita fuertemente los intercambios entre los dos stocks (Ifremer, 2016).

Fuera de Europa, muchas otras especies se capturan y se exportan a Europa: *Merluccius capensis* y *Merluccius paradoxus* en el sur del Atlántico Este que frecuentan las aguas de Namibia y Sudáfrica, la especie *Merluccius gayi* al nivel del Pacífico Sudeste a lo largo de la costa peruana y del Chile y *Merluccius hubbsi* en el Atlántico Sudoeste que frecuenta las aguas de Argentina y Uruguay (Seaweb, 2015).

2.2.2.Principales rasgos biológicos

a) Dieta alimentaria de la merluza

M. merluccius es un depredador dominante, que tiene un papel importante en la cadena trófica al nivel del Mediterráneo. La dieta de la merluza (Stagioni et al., 2011) consistía principalmente en crustáceos (decápodos) y teleósteos (particularmente *Engraulis encrasicolus*, y *Cepola macrophthalma*).

Los hábitos de alimentación son dependientes de la talla de peces con una dieta más amplia en caso de individuos de merluza más grandes. Así, la actividad alimentaria parece aumentar a lo largo del crecimiento de la especie, siendo menor en los individuos inmaduros en comparación con los adultos, mientras que no se encontraron diferencias entre la dieta de las hembras y de los machos. La variación estacional en la dieta de merluza mostró un aumento de peces teleósteos en invierno y de los crustáceos durante el verano y que la especie come más durante la primavera que en el otoño y el invierno (Stagioni et al., 2011).

Por otra parte, la proporción de crustáceos y teleósteos en el espectro trófico varía dependiendo de si la merluza esta capturada cerca o lejos del fondo. En el caso de la merluza del fondo, su dieta es diversificada y los crustáceos caracterizan el 82% de la dieta de la especie, mientras que los peces representan solo el 18%. Por el contrario, en la dieta de la merluza pelágica, la importancia de crustáceos y peces es similar (50% próximamente) con una dieta más especializada en el caso de la merluza pelágica, centrada principalmente en dos especies de peces bento-pelágicas y batipelágicas (*G. argenteus* y *M. muelleri*) y uno de crustáceos decápodos (*Chlorotocus crassicornis*) (Bozzano et al., 2005).

En cuanto a las larvas de merluza en el Mediterráneo NW, se alimentan de manera selectiva y casi exclusivamente de adultos *Clausocalanus*. Las larvas de *M. merluccius* se alimentan no solamente durante el día, sino también durante la noche. La actividad de alimentación nocturna es inusual en larvas de peces y se atribuye al hecho de que las larvas de merluza están mejor equipadas para la visión a bajos niveles de luz, lo confirma la hipótesis sobre el comportamiento de alimentación nocturna de las larvas de esta especie (Morote et al., 2011).

b) *Crecimiento:*

A lo largo de los años, se han empleado distintas técnicas para estudiar y analizar el crecimiento y la edad de la merluza y existe una extensa bibliografía sobre los trabajos realizados tanto en el Atlántico Nordeste como en el Mediterráneo (Figura 9). Esta literatura de la edad y el crecimiento en diferentes áreas, publicado desde la década de 1950, han informado diversas estimaciones de los parámetros de crecimiento. Tras siete décadas de investigación, el debate sobre el crecimiento de la merluza pudo ser definitivamente resuelto, produciéndose un cambio del paradigma de “crecimiento lento” a la del “crecimiento rápido”. Se supone que la merluza está creciendo más rápidamente que lo fue estimado previamente (De Pontual et al., 2003; Piñeiro y Sainza, 2010).

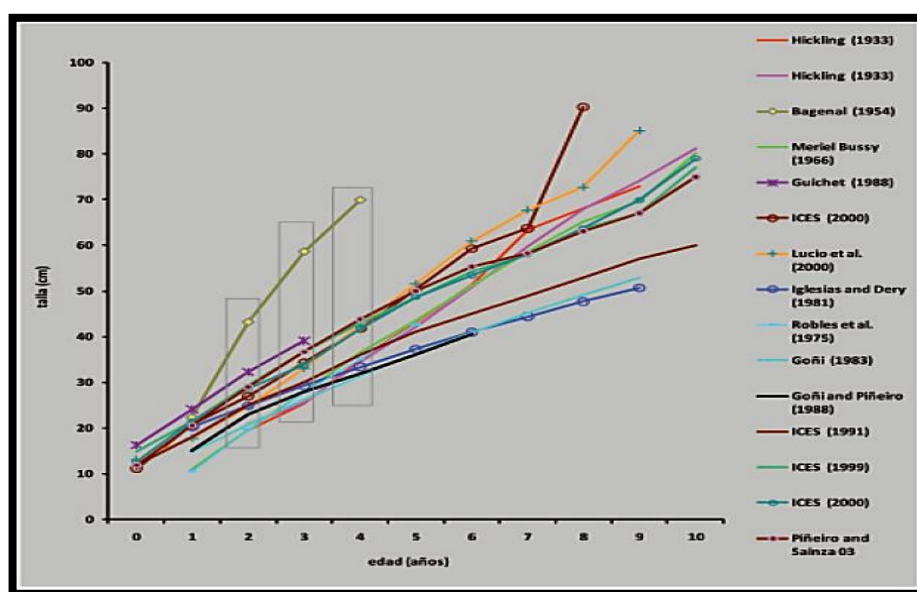


Figura 9: Representación gráfica de las tallas medias por clase de edad obtenidas por diferentes autores y en distintas áreas geográficas del Atlántico y Mediterráneo, a lo largo de los años (Piñeiro y Sainza, 2010)

La subestimación del crecimiento ha sido claramente demostrada, a través del análisis de los otolitos marcados (Imagen 4) (De Pontual et al., 2006). Este descubrimiento, puso de manifiesto la invalidez de las claves talla-edad utilizados hasta 2009 por el grupo de trabajo del ICES para la evaluación del estado de los stocks de la merluza europea y por lo tanto de las evaluaciones resultantes (Álvarez, 2011).

Se concluye que la merluza muestra una tasa de crecimiento el doble de lo que se consideraba tradicionalmente, lo que indica que la mitad del número de clases de edad contribuye a la captura: **5 clases de edad en lugar de 10** y representa una dinámica más rápida, que hace que la población responda a factores externos (ambientales o pesqueros) más rápidamente, haciendo que el tamaño y la producción de la especie serían más sensibles a alteraciones de esos factores. En el **Mar Catalán**, las tasas de crecimiento por temporadas reportadas por Morales-Nin y Moranta (2004) indicaron una longitud aproximada de **20 cm** al final del primer año.

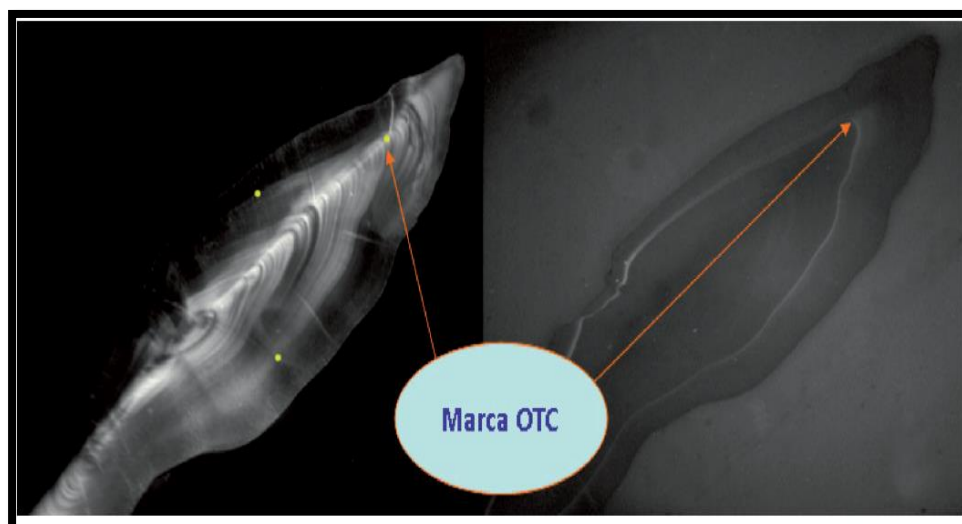


Imagen 4: Otolito marcado (sección transversal), mostrando los anillos de crecimiento (izda) con luz reflejada y la marca de OTC, solo visible con luz ultravioleta (dcha). Se puede observar el incremento de tamaño alcanzado en 347 días (De Pontual et al., 2006).

Por su parte, considerando las comunicaciones más recientes, Vitale et al publican un informe basado en dos hipótesis de crecimiento de la merluza europea donde se sugiere que su historia de vida puede ser una combinación de un crecimiento temprano y rápido, seguido por un modo de vida prolongado. Además, en todo el Mediterráneo, esta especie ocupa hábitats heterogéneos caracterizados por una amplia gama de factores abióticos y bióticos que pueden inducir cambios adaptativos en el crecimiento (Vitale et al, 2016).

c) Reproducción:

Las características reproductivas del ciclo de vida de las poblaciones, como el período de desove (Tsikliras et al., 2010), la talla en la madurez (Tsikliras y Stergiou, 2014) y la fecundidad (Despoti y Stergiou, 2013) son importantes para evaluar los efectos de la pesca en las poblaciones y los ecosistemas (Jennings et al., 1998).

La especie de merluza tiene un periodo de desove prolongado en el Mar del catalán, aunque el invierno puede ser considerado como un período de descanso de una gran proporción de la población. Por otra parte, se observó una alta variabilidad en la abundancia de larvas y huevos dependiendo de las condiciones hidrográficas.

El análisis del desarrollo gonadal adulto en el Mediterráneo noroccidental ha indicado la presencia de una actividad reproductiva a lo largo del año, con el pico más pronunciado en otoño (Recasens et al., 1998). Durante este período las hembras tienden a agregarse hacia el borde de la plataforma (Recasens et al., 1998). La actividad reproductiva a lo largo del año se ve confirmada por la presencia de larvas y huevos de merluza en el mar de Cataluña de primavera a otoño con un pico en octubre (Sabatés, 1990).

- **Talla de primera madurez**

Entre otros parámetros, la talla o edad de primera madurez es un buen predictor de la vulnerabilidad a la pesca, especialmente para las especies que alcanzan la madurez a tamaños más grandes (Anderson et al., 2008).

La talla de la primera madurez es la talla a la que el 50% de la población llega a ser madura por primera vez (Tsikliras et al., 2013). La elevada mortalidad de los adultos como resultado de la pesca, puede favorecer una maduración más temprana (Rochet, 1998).

La especie de merluza presenta una maduración asíncrona del ovario, en la cual los ovocitos en todas las etapas del desarrollo están presentes al mismo tiempo a lo largo de la estación reproductiva. El patrón reproductivo muestra la alternancia de un período de 4-6 meses de alta actividad seguido por un período de baja actividad (Recasens et al., 2008).

En el Mediterráneo, la merluza se reproduce por la primera vez a 27 cm por los machos y 37 cm por las hembras (IFREMER, 2016). En el Golfo de León (GSA07), el tamaño en el que el 50% de los peces son maduros, se cree actualmente que es de 38,0 cm para las hembras y 28,8 cm para los machos (Recasens et al., 1998), mientras que, en Catalunya, la talla de primera madurez de la merluza (hembra) es $L_m = 35.8$ (Figura 10). La longitud a la que todas las hembras maduraron al menos una vez fue de 45-50 cm (Recasens et al., 2008).

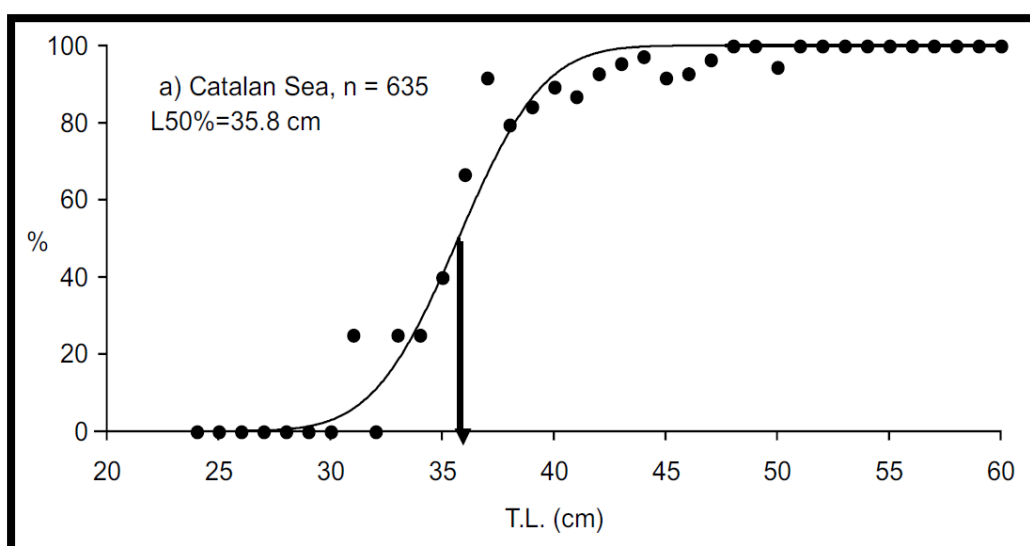


Figura 10: Longitud de las hembras a la primera madurez (50%) en el Mar Catalán (L. Recasens et al., 2008)

- **El reclutamiento**

El inicio y la duración del desove son importantes en la ordenación pesquera, sobre todo, en aquellas zonas donde la política de ordenación se basa en la aplicación de cierres espaciales y estacionales. La aplicación de tales medidas se basa en la actividad de desove de una o más poblaciones (Tsikliras, 2010).

Los reclutas de merluza se pueden encontrar durante todo el año en el Mediterráneo y el periodo de desove de la especie se extiende a lo largo del año, aunque el tiempo de reclutamiento máximo varía entre sitios (Lleonart, 2001). En efecto, la variación espacial en el desove y también en el crecimiento de las larvas resulta en picos de reclutamiento estacional que difieren geográficamente (Tabla 1).

A lo largo de la costa catalana, el pico anual más alto de reclutamiento es generalmente evidente a principios del verano (junio-julio). En efecto, durante el verano, se observa un aumento en la proporción de los individuos de tallas pequeñas con una réplica más pequeña en el otoño, lo que puede atribuirse al aumento de la incorporación de reclutas en la pesquería.

Esto sugiere la existencia de dos cohortes principales en el reclutamiento de cada año, uno hacia el verano y uno menos acentuado en el otoño. Sin embargo, se nota la gran variabilidad de estos eventos de reclutamiento entre años (García-Rodríguez y Esteban, 2002).

Tabla 1: Picos del reclutamiento de *M. merluccius* en el Mediterráneo occidental (Goñi et al., 2004)

Region	Peaks	Method	Author
Central Adriatic	Spring, autumn	Size frequency data from surveys (1965–1966)	Zupanovic, 1968
Ligurian Sea	Spring, autumn*	Size frequency data from surveys (1985–1987)	Orsi-Relini <i>et al.</i> , 1989
Tyrrhenian Sea	Late summer–autumn	Survey size frequency data (1985–1998)	Belcari <i>et al.</i> , 2001
		Fishery size frequency data (1991–1998)	
Northern Tyrrhenian Sea (Porto Santo Stefano)	Autumn–winter	GLM using commercial monthly catch rates (1991–1999)	This study
Gulf of Lions	Spring, autumn	Onboard sampling of commercial trawlers (1987–1993)	Recasens <i>et al.</i> , 1998
Catalan Sea	Spring, autumn	Size frequency data from bottom-trawl fishery (1999–2000)	Lloret and Lleó, 2002
Catalan Sea	Spring–summer	Size frequency data from surveys (1998–1999)	Maynou <i>et al.</i> , 2003
Catalan Sea	Spring, autumn*	Size frequency data from surveys (1991)	Demestre and Sánchez, 1998
Catalan Sea	Spring–early summer	Monthly fishery landings	Martin, 1995
Catalan Sea (Barcelona)	Spring–summer	GLM using commercial monthly catch rates (1992–1998)	This study
Balearic Sea	Winter–spring	Size frequency data from bottom-trawl fishery	Oliver, 1991
Gulf of Valence (Castellón)	Spring–summer	Monthly commercial catch rates and model indices (1991–1996)	Goñi <i>et al.</i> , 1999
Gulf of Valence (Castellón)	Spring–summer	GLM using commercial monthly catch rates (1991–1998)	This study
Alicante Bay (Santa Pola)	Summer–autumn	GLM using commercial monthly catch rates (1992–1998)	This study

*Secondary peak.

• Variabilidad del reclutamiento de merluza en el Mediterráneo

Las fluctuaciones en el reclutamiento de merluza ocurren muy frecuentemente en el Mediterráneo (Oliver y Massutí, 1995). Se sugiere que el reclutamiento exitoso de merluza europea (*Merluccius merluccius*) depende de la interacción de procesos biológicos y físicos, pero pocos estudios intentaron evaluar la extensión y la naturaleza de estas relaciones (Abella et al., 2005, Maynou et al, 2003, Morales-Nin y Moranta, 2004, Olivar et al., 2003).

Algunos estudios, sobre todo en otras especies de merluza y fuera del Mediterráneo, han encontrado que la temperatura puede influir la historia de vida de *Merluccius spp* en varias etapas, es decir, el crecimiento de larvas y la mortalidad (Palomera et al., 2005; Grote et al., 2007), el crecimiento (Steves y Cowen, 2000), la madurez (Alvarez et al., 2001), los patrones y regímenes de desove (Horne y Smith, 1997).

También se sabe que la temperatura influye en la producción y la distribución del plancton (por ejemplo, Beaugrand et al., 2002) y posteriormente, el recurso alimenticio para los juveniles y adultos. En el Mediterráneo, Morales-Nin y Moranta (2004) encontraron la principal abundancia de reclutas en un intervalo de temperatura de 13,5-14 °C.

A lo largo de la costa catalana, la ocurrencia de un fuerte gradiente vertical de temperatura y salinidad en el otoño de 1998, con un aumento de la temperatura de la superficie del mar y una intrusión de aguas del Atlántico más cálidas y menos salinas, produjo condiciones

oceanográficas anómalas que afectaron indirectamente el reclutamiento de merluza (Olivar et al., 2003).

Por otra parte, las condiciones oceanográficas particulares del Mar de Cataluña pueden ser responsables de los diferentes patrones de desove observados. El fenómeno de la formación de agua superficial densa y eventos sucesivos en cascada, que ocurren durante los períodos más fríos y ventosos de invierno en el Golfo León, desde enero hasta mediados de abril, con una velocidad que alcanza más de 80 cm/s (Font et al., 2007), pueden causar condiciones desfavorables para el desove de la merluza (Recasens et al., 2008).

Finalmente, la capacidad de supervivencia de las larvas en los primeros estados de vida es también uno de los factores que influyen de manera considerable en la variabilidad de reclutamiento. La depredación y el hambre son las fuentes más altas de mortalidad durante la fase larvaria de los peces, y están interconectadas durante la fase planctónica (Bailey y Houde, 1989). A medida que las larvas crecen, son menos vulnerables a la depredación, pero más susceptibles al hambre, por lo que el éxito de la alimentación afectará la supervivencia de las larvas y, por lo tanto, el reclutamiento (Hunter, 1981).

- **Fecundidad**

En cuanto a la fecundidad de la especie, en el Mediterráneo catalán, las estimaciones de la fecundidad en lotes oscilan desde 17296 para una hembra de 35,5 cm TL a 681489 para una hembra de 66 cm TL (con 126035 huevos /pez como media). La fecundidad relativa media en lotes fue de 204 huevos/g (peso de hembra sin gónadas) (Fig. 11). Por otra parte, los resultados de la relación entre la fecundidad relativa del lote y el tamaño de la merluza (Fig. 12) indican que el número total de los huevos por hembra aumenta con el tamaño, pero en términos relativos, la producción de huevo por gramo de hembra es similar, lo que hace que la fecundidad relativa no depende del tamaño (Recasens et al., 2008).

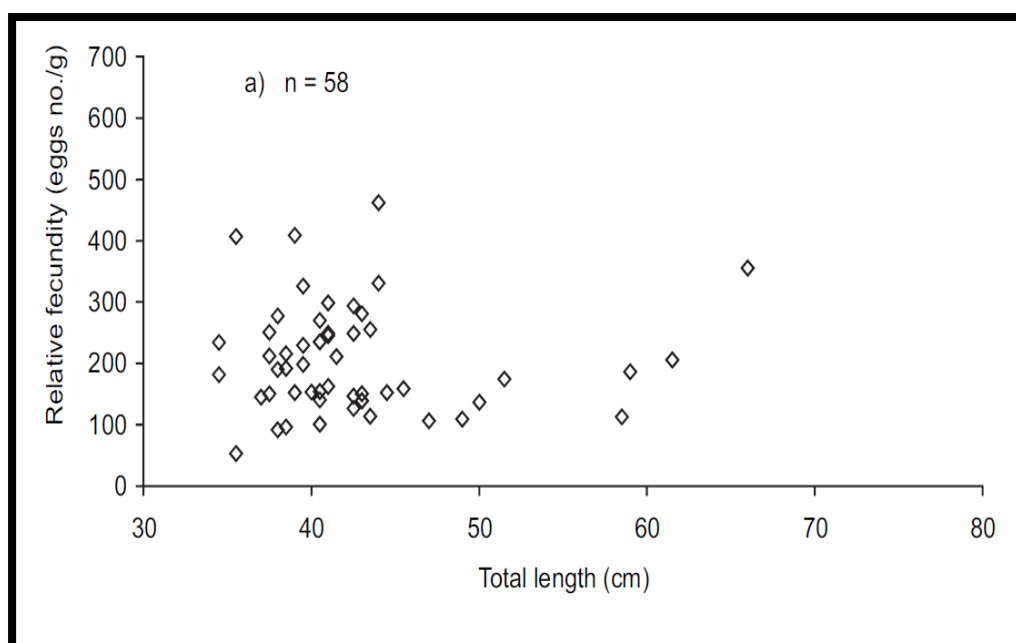


Figura 11: Fecundidad relativa (número de huevos / g) de *M. merluccius* en el Mar Catalán (Recasens et al., 2008)

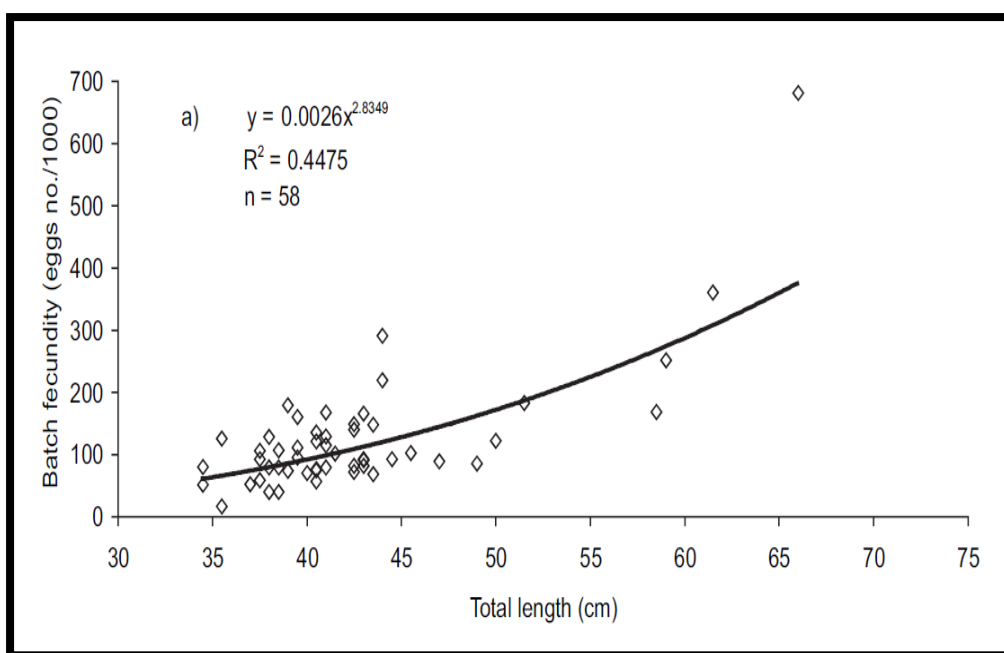


Figura 12: Relación entre la fecundidad en lotes (número huevos/hembra) y longitud total (cm) en el Mar Catalán (Recasens et al., 2008)

2.2.3. Estructura demográfica y de abundancia de la especie

Por una parte, la estructura demográfica de merluza en el área de interés, muestra una dominancia de los individuos de edad 0, y en menor medida de edad 1 (Fig.13). Por otra parte, se nota que la abundancia de esta especie aumenta con la profundidad, dependiendo del tamaño y la latitud. El tamaño corporal promedio de la merluza aumenta también a medida que aumenta la profundidad (Abelló et al., 2002) por lo que la profundidad es el principal factor que afecta la estructura de abundancia de la especie.

En la GSA 6, *M. merluccius* se distribuye a lo largo de la costa, de la plataforma y del talud. Las áreas que muestran mayores valores de biomasa, de acuerdo con los rendimientos obtenidos, se encuentran en Cabo de Palos, Golfo de Valencia, Islas Columbretes, Badalona, Blanes y Cap de Creus (MEDITS, 1994-2012). Al nivel de nuestra área de estudio, las diferentes edades de merluza se distribuyen diferentemente en función de la profundidad (Fig. 14). Los individuos más grandes suelen encontrarse en aguas más profundas (MEDITS, 2012-2013).

En cuanto a los huevos pelágicos y las larvas de esta especie demersal, los estudios previos demuestran que se encuentran principalmente en las profundidades del talud continental (Olivar et al., 2003), mientras que los juveniles (aproximadamente 3 cm TL) se localizan aguas menos profundas, entre 50 y 150 m de profundidad en el estante exterior (Maynou et al., 2003), como en las poblaciones del Atlántico NE (Álvarez et al., 2001, 2004) u otras especies del género *Merluccius* (Steves y Cowen, 2000).

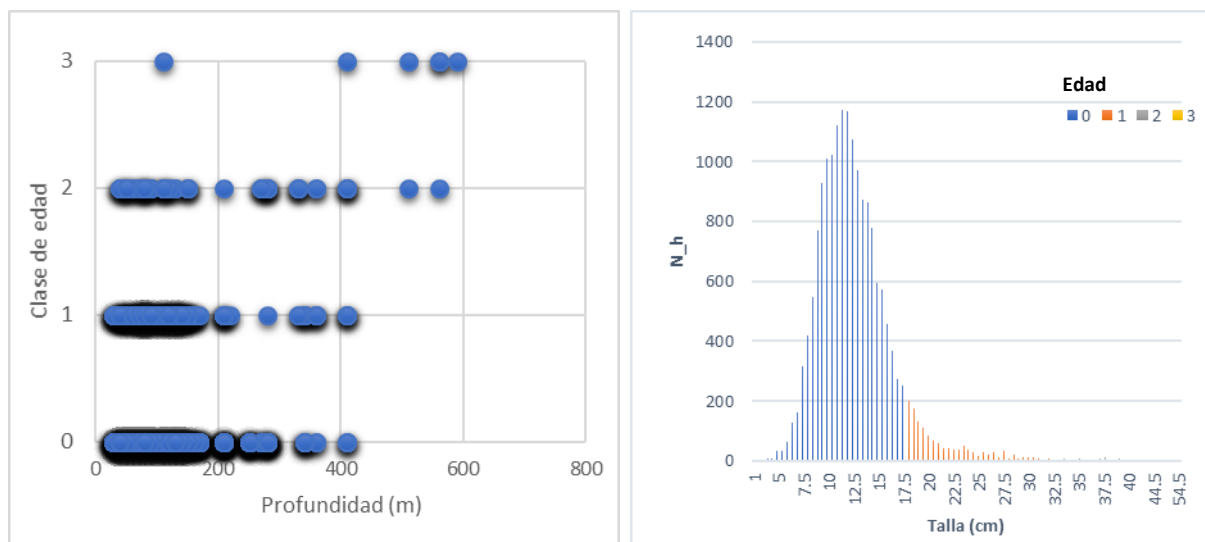


Figura 14: Profundidades de distribución de la merluza por edad (0-3) a lo largo del área de estudio **Figura 13: Frecuencia de tallas por edad de merluza**

(Fuente: MEDITS, 2012-2013)

2.2.4. Dispersión larvaria

Debido a la falta de estudios a gran escala sobre la dispersión y el comportamiento de los juveniles de merluza, se supone que el grupo 0 de merluza es compuesto de especímenes recientemente establecidos en el fondo y compartiendo preferencias de hábitat similares (Druon et al., 2015). En base de estudios previos sobre las reclutas de merluza en el Mar Mediterráneo (Abella et al., 2008, Bartolino et al., 2008b, Colloca et al., 2009; Fiorentino et al., 2003; Murenu et al., 2010), se seleccionó un límite de 15 cm TL para identificar la porción de la merluza del grupo de edad 0.

El intervalo de las distribuciones verticales de los huevos y larvas de merluza, se ha reportado en la literatura que se encuentra principalmente sobre la plataforma continental, con abundancias máximas entre la isobata de 100 m y el borde de la plataforma (Olivar et al., 2003, 2010). La distribución de las larvas extiende sólo un poco más lejos de la costa que la distribución de huevos (Olivar et al., 2002). Este intervalo es similar a la de las larvas de otras especies de merluza en todo el mundo (Kendall y Naplin, 1981; Olivar y Fortuño, 1991; Moser y Pommeranz, 1999). Las larvas de postflexión y juveniles de *M. merluccius* se trasladan a zonas menos profundas (Maynou et al., 2003) y sólo se asientan al fondo cuando tienen entre 11 y 16 mm TL (Morales-Nin 2000).

El análisis de la distribución espacial de la merluza durante el desarrollo sugiere que el comportamiento es el principal factor que influye en los estadios adultos y juveniles. Los juveniles de merluza realizan migraciones diarias hacia la superficie del mar durante la noche para su alimentación (Bozzano et al., 2005; Carpentieri et al., 2008; De Pontual et al., 2012).

En efecto, a través de su posición en la columna de agua, las larvas de peces disminuyen su vulnerabilidad a la depredación y buscan un campo de presas adecuado como forma de asegurar su supervivencia (Fortier y Harris, 1989). Esta posición es también una forma de mejorar su condición física, de modo que pueden aprovechar de las condiciones oceanográficas que

favorecen su crecimiento (Fiksen et al., 2007). Se observa una alta coincidencia espacial entre la distribución horizontal de las larvas y la de su presa principal (Morote, 2011).

2.2.5. Comportamiento migratorio:

En cuanto al comportamiento migratorio de la merluza, esta especie efectúa migraciones verticales diarias a carácter alimentario. Durante el día, se encuentra próxima al fondo, que abandona durante la noche, comportándose como una especie semipélagica (Oliver, 1992). La alimentación es uno de los principales factores que obligan a los juveniles de merluza del Mediterráneo noroccidental a desplazarse en la columna de agua durante la noche. Sin embargo, varios factores físicos y biológicos tales como la intensidad de la luz y el desarrollo de los órganos sensoriales también pueden afectar el comportamiento del pez (Bozzano et al., 2005).

Las informaciones disponibles sobre la distribución de los adultos de merluza europea sugieren la hipótesis de que la especie muestra un patrón de migración ontogénica (Imagen 5), en el que los individuos de mayor edad y maduros se agregan al borde de la plataforma (aproximadamente 200 m) para desovar (Recasens et al., 1998), lo que es similar al patrón reportado en el caso de los stocks del Atlántico noreste (Fives et al., 2001).

El ciclo de reproducción de la especie determina las principales migraciones y la repartición geográfica de los diferentes grupos de edad. Después de la fase larvaria, los juveniles quedan 2 años y medio en las llanuras de mareas (“*vasières*”). A la edad de tres años, ellos se mueven a las aguas más costeras y se dispersan por toda la plataforma continental. Luego, los adultos se dirigen al talud para el desove (Ifremer, 2016).

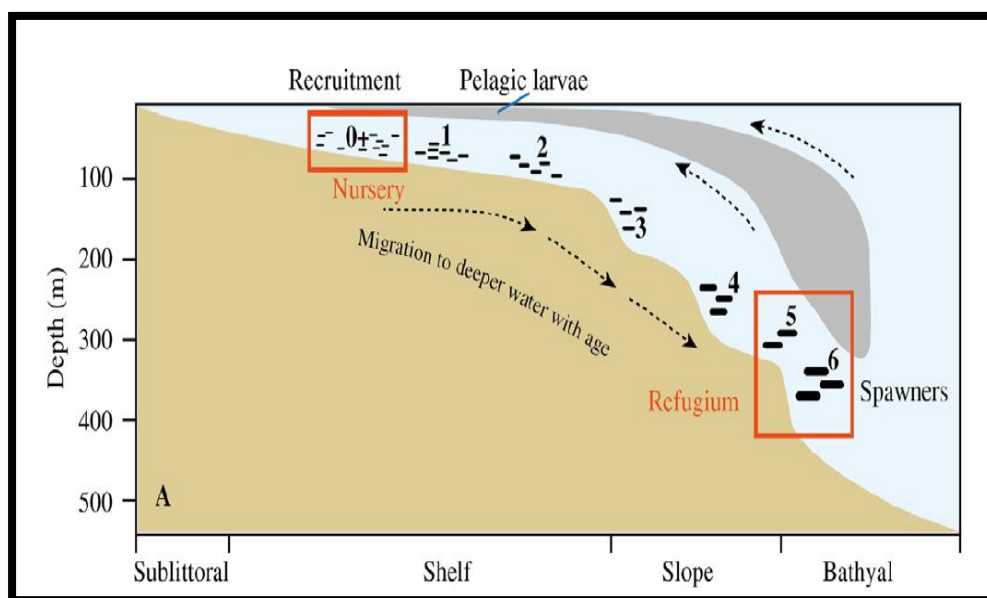


Imagen 5: Migración ontogénica de la merluza (Doumenge, 1966)

2.3. Análisis de la pesquería de merluza en el área de estudio

Para revelar el interés de la pesquería de merluza al nivel de la zona de estudio, este análisis consiste en la descripción de la flota pesquera, la producción de merluza, el proceso de comercialización de las capturas en los puertos de Blanes y Palamós y los principales mercados de destino de esta especie.

2.3.1. Flota y esfuerzo de pesca

a) Flota operativa

Al nivel del área de estudio, la merluza se explota principalmente por el arrastre de fondo con un número 45 buques (79%) y un tamaño de buque entre 9-28 m. También, pero en menor medida, por el palangre de fondo con 12 buques operativos (21%) y un tamaño de buque entre 6-11 m. El puerto de base de 60% de la flota pesquera es el puerto de Palamós. La tabla 2, ilustra en breve las características técnicas (Eslora total, Arqueo GT, Potencia...) de cada tipo de flota operando en la pesca de merluza al nivel del área de estudio.

Tabla 2: Características técnicas de la flota pesquera en el área de estudio

	Puerto de base	Número de buques	Clases de longitud total (m)	Estadísticas descriptivas	Longitud TOTAL (m)	POTENCIA (KW)	ARQUEO TRB	Edad (en base del año 2015)
DEARRASTRE DE FONDO	BLANES	19	11-27	Max Media Min	27 18.49 11.10	767 273.75 34	98.39 41.05 8.10	73** 37 10
	PALAMÓS	26	9-28	Max Media Min	28 19.43 9	740 296.85 31	121.33 44 7	71** 40 6
	BLANES	4	10.5-11	Max Media Min	10.9 10.70 10.5	102 83.12 68	8.41 6.92 4.97	27 19.5 13
PALANGRE DE FONDO	PALAMÓS	8	6-10	Max Media Min	9.85 7.11 6	102 41.06 13	5.25 2.6 0.93	65 44.5 32

** Cálculo en base del 90% de la flota, eliminando el caso de cinco barcos muy antiguos, dos en el puerto de Blanes (109, 86 años respectivamente) y tres en Palamós (91 y 89, 85 años respectivamente).

b) Distribución del esfuerzo de pesca de arrastre

En base de los datos disponibles en forma de señales VMS de arrastre, se puede generar un mapa de esfuerzo de esta flota al nivel del área de estudio. Este mapa (Fig.15) indica una distribución heterogénea del esfuerzo de pesca (promedio 2013-2015) a lo largo de la zona de estudio.

Se ve que la actividad de pesca es más concentrada en ciertas áreas que corresponden a los caladeros más explotados, particularmente, “*GambaStSebastià*”, “*Sot Malica*”, “*Barana*”, “*Vol de terra*”, “*Través*”, “*Abissínia*” “*CuldeRecElPas*” y “*L'Avió*”.

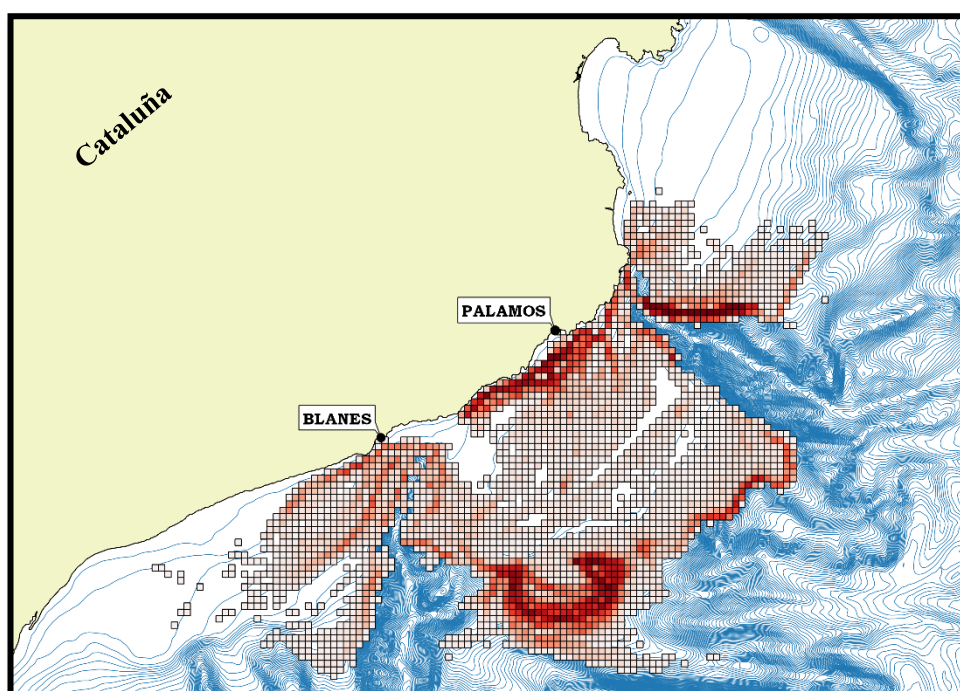


Figura 15: Mapa de distribución del esfuerzo de pesca en el área de estudio

También, se nota la expansión progresiva de estas zonas de pesca con la expansión de la flota pesquera demersal y el descubrimiento de nuevos caladeros más profundos. En efecto, en el Mediterráneo, la mayor parte de la actividad de arrastre se llevó a cabo en la plataforma continental hasta principios de los años cincuenta (Tabla 3).

En el período siguiente, 1960-1979, la pesca en la zona costera disminuyó sustancialmente, con sólo 44% de arrastres pescando a menos de 150 metros de profundidad. Este período coincide con la expansión de la flota pesquera de arrastre en España y otras zonas mediterráneas. En el caso del mar de Cataluña, la expansión se produjo en el período de 1950 a 1979, y fue subvencionada por el gobierno español (EVOMED, 2011). Actualmente, se ve que la actividad pesquera se ejerce en zonas mucho más profundas (200-800m) lo que resulta en el descubrimiento y la expansión de nuevos caladeros.

Tabla 3: Evolución de la proporción de arrastres según la Profundidad de las zonas de pesca (EVOMED, 2011)

	1940-1959	1960-1979	1980-2011
Aguas costeras (40-150m)	85%	44%	36%
Aguas costeras y profundas (40-800m)	15%	30%	27%
Aguas profundas exclusivamente	0%	17%	36%

c) *Evolución del esfuerzo de pesca*

Hasta 1978, la flota de arrastre aumentó progresivamente en Cataluña alcanzado 523 unidades. Sin embargo, desde los años 1979, se notó una disminución progresiva en el número de buques, acelerado a partir de 2005.

En 2015, la flota cuenta 243 arrastreros en Cataluña. Las razones de esta disminución no son bien entendidas (Lleonart, 1990; Irazola et al., 1996), pero probablemente se originan de una combinación de medidas políticas destinadas a limitar el esfuerzo pesquero (a nivel de España, como, desde 1986, a nivel europeo) y la retirada de unidades de pesca menos eficientes.

A nivel del área de estudio, el número de buques de pesca está también disminuyendo en los últimos diez años (STECF, 2015), así como el esfuerzo de pesca de arrastre (número barcos * días en el mar) con una disminución marcada entre 2009-2010 y entre 2014-2015 (Fig.16).

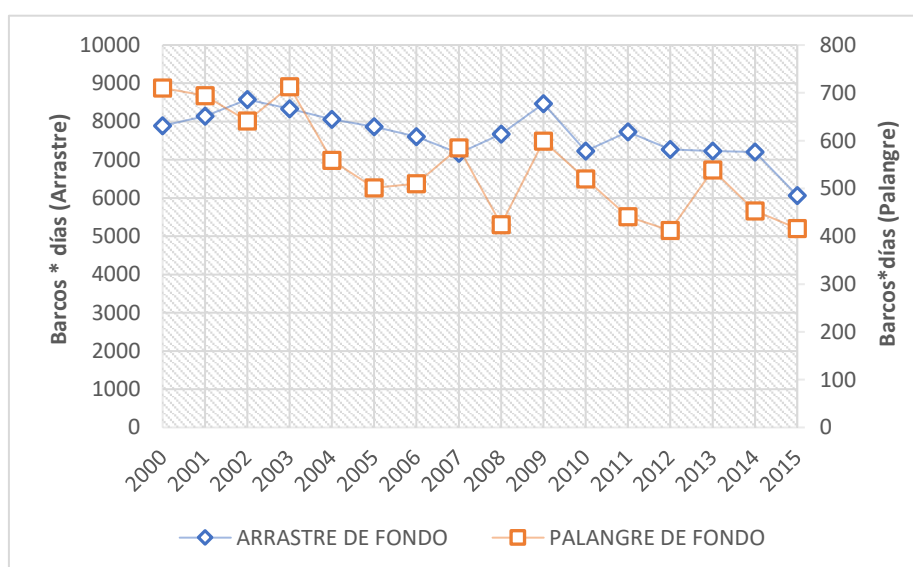


Figura 16: Evolución del esfuerzo de pesca por arte en el área de estudio (Blanes y Palamós) entre 2000-2015

En cuanto a la capacidad media de los barcos (tamaño, potencia del motor), ha aumentado en todo el Mediterráneo, sustancialmente con las innovaciones tecnológicas que han mejorado tanto la eficiencia de la pesca como las normas de trabajo.

La evolución del tonelaje en la flota moderna de arrastre motorizado (Imagen 6 y 7) muestra un aumento continuo del tonelaje desde 1950 (7.567 t) hasta principios de los años ochenta (alrededor de 20.000 t), con una disminución posterior tras los programas de reducción de esfuerzo y la reducción del tamaño de la flota de arrastre (13.048 t en 2008). La potencia media estaba entre 400 y 500 HP en la primera mitad de la década de 1980, mientras que se mantuvo estable en alrededor de 300 HP por buque desde 1987 (EVOMED, 2011).



Imagen 7: Arrastreros modernos en Port de la Selva (NE de Cataluña). Los 4 buques indicados son 80-100 t de GRT, 22-26 m de LOA y entre 300 y 375 kW de potencia nominal del motor.

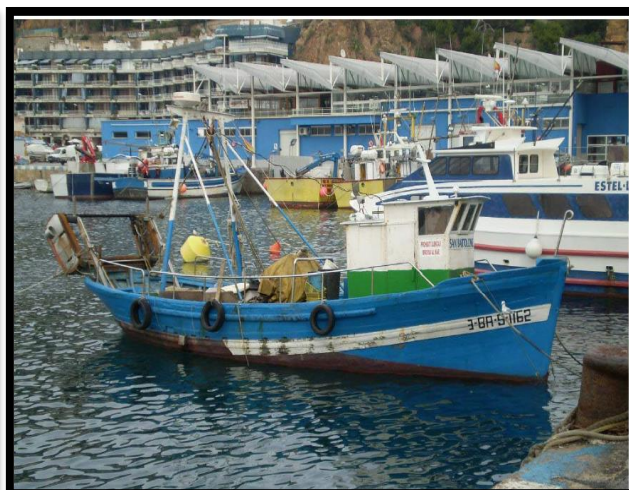


Imagen 6: Uno de los últimos pequeños arrastreros usando la red tradicional de arrastre, buque de 10 m con motor diésel de 25 kW. Blanes, noviembre de 2009.

2.3.2. Evolución de la producción de merluza

a) Tendencia de la producción de merluza en España y el mundo

Según los datos históricos de la FAO, la evolución de la producción de merluza a escala mundial y en España, expresada en la figura (17), muestra importantes fluctuaciones de un año a otro. La tendencia de las capturas en España sigue la misma evolución que en el resto del mundo, lo que muestra que la evolución está condicionada por el estado del stock y su variabilidad interanual. Globalmente, las capturas parecen establecerse a partir de 2010 con un aumento muy visible en las capturas mundiales (pasan de 94 mil toneladas a 124 mil toneladas en 2014).

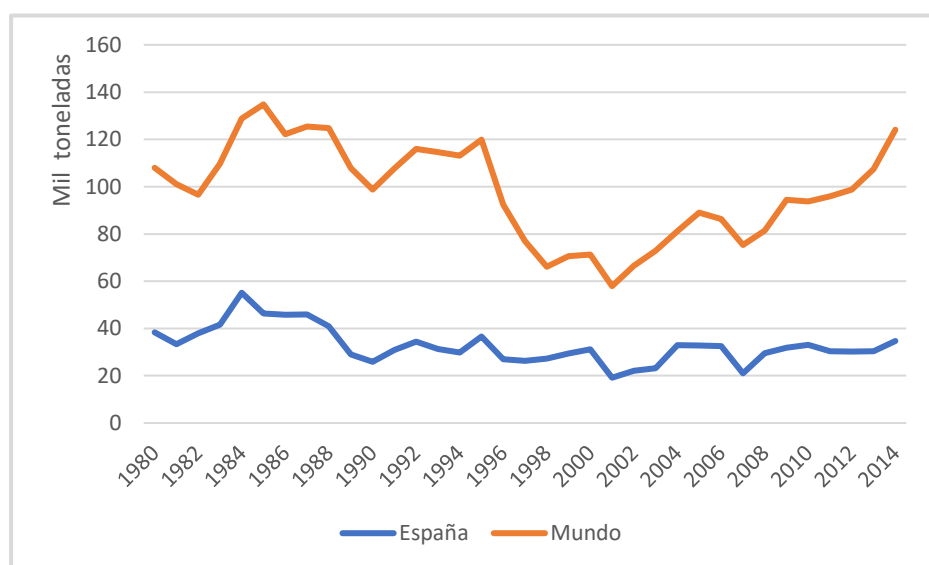


Figura 17: Evolución de la producción de merluza en España y el mundo (FAO-FishStat)

b) Evolución de las capturas de merluza en el área de estudio

La comparación de las tendencias de la captura de merluza, entre todos los puertos de Cataluña y el área de interés (Puertos de Blanes y Palamós) muestra una misma evolución decreciente de las capturas, en peso y en valor (Fig.18 y 19). Un descenso progresivo de las capturas se notó a partir del año 2009, mientras que el valor de las capturas disminuyó de manera más notable después del pico registrado en 2006.

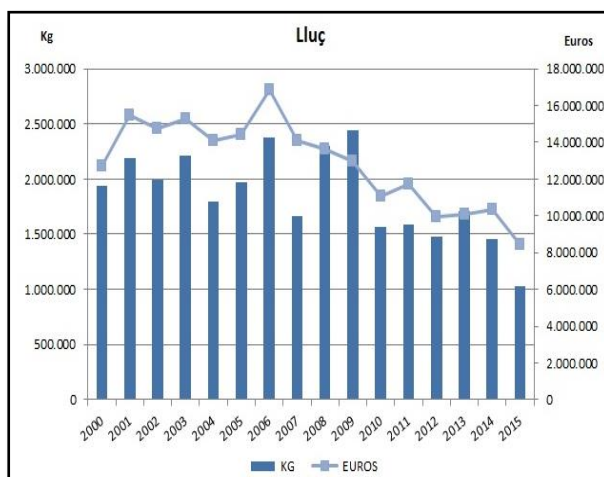


Figura 18: Evolución de las capturas de merluza en Cataluña

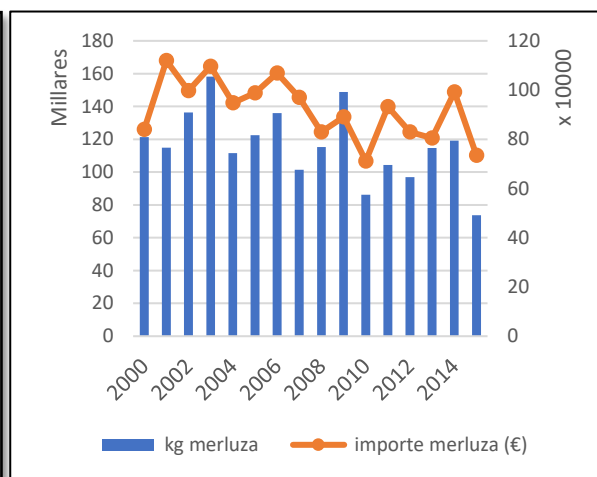


Figura 19: Evolución de las capturas de merluza en Blanes y Palamós

c) Tendencia de la captura por arte de pesca

En el área de estudio, las capturas de merluza disminuyeron del 38% entre 2000-2015, pasando de unas 121 toneladas pescadas en 2000 y 2014 a solo 73 toneladas pescadas en 2015. En cuanto al importe de las capturas de merluza, el valor superó un millón de euros en los años 2001, 2004 y 2006 y un valor de 991 miles de euros en 2014 y cae después a 735 miles de euros en 2015, paralelamente a la caída de las capturas. La evolución del volumen de las capturas por arte de pesca, es decreciente por los ambos artes de arrastre y de palangre. El arrastre es el más importante en términos de capturas de merluza realizadas y es responsable del 85% en peso y del 80% en valor de las capturas de merluza (media 2000-2015) al nivel del área de estudio (Fig.20).

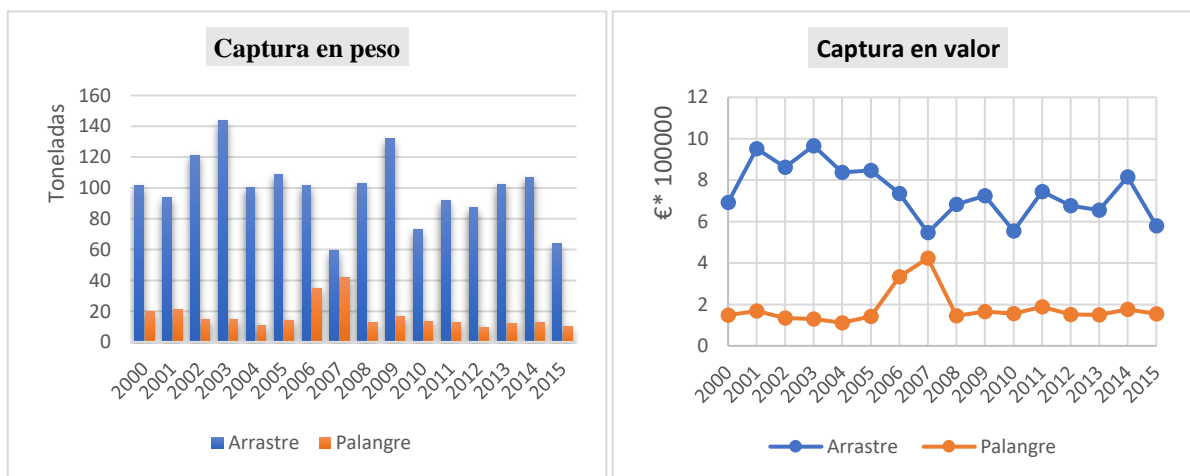


Figura 20: Evolución de las capturas de merluza por arte de pesca en peso y en valor (área de estudio)

Sin embargo, el análisis de los CPUEs por cada arte de pesca (Fig.21) muestra que el palangre registra el mayor peso e importe medios por barco y día de pesca, lo que se puede explicar por el hecho de que la actividad pesquera realizada por esta flota se restrinja a un número limitado de buques (12 buques contra 45 buques de arrastre) y se caracteriza por la mayor talla y calidad de las capturas realizadas, lo que se traduce por un precio más alto de las capturas de merluza capturadas por esta flota.

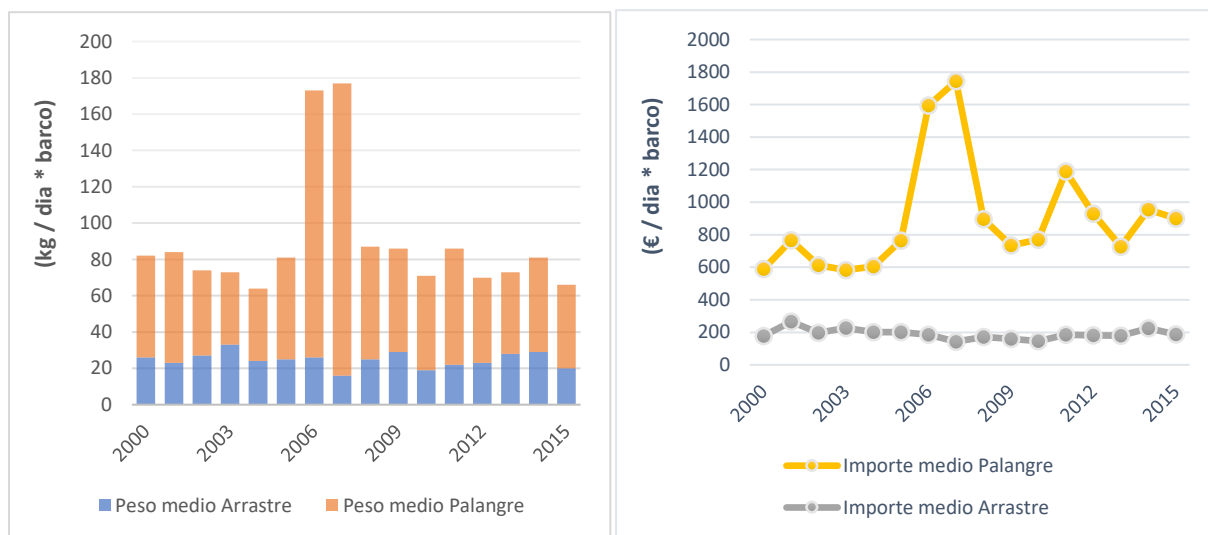


Figura 21: Evolución de los CPUEs por arte de pesca, en el área de estudio

2.3.3.Comercialización de la merluza y principales mercados

a) Consumo de merluza en España

La merluza es la principal especie de pescado consumida en España, tanto en cantidad como en valor, y representa el 38% del consumo de pescado español y el 22% del consumo total de productos del mar (EUMOFA, 2015). El consumo de merluza en España (Fresca y congelada), disminuyó de 13% en el periodo 2010-2014, presumiblemente debido al descenso de las capturas (Fig.22).

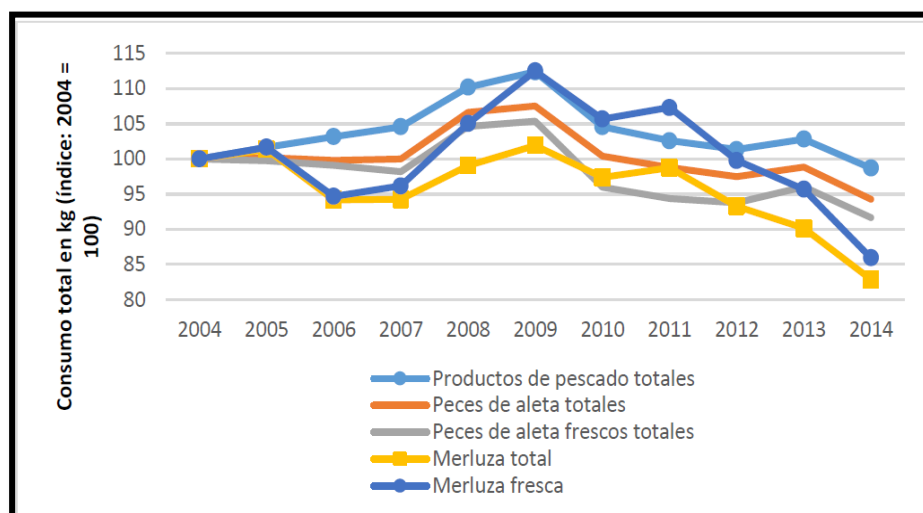


Figura 22: Evolucion del consumo de merluza en españa de 2004 a 2014 (EUMOFA, 2015)

A largo plazo, han sido tres las fuentes de suministro que han compensado la reducción de las capturas españolas de merluza europea: la importación de merluza fresca hasta 2005, el incremento en las capturas de merluza de cola patagónica, y, especialmente en los últimos años, el aumento de las capturas de merluza argentina. La merluza de cola patagónica y la merluza argentina solo se desembarcan parcialmente en España y lo hacen de forma congelada (Fig.23).

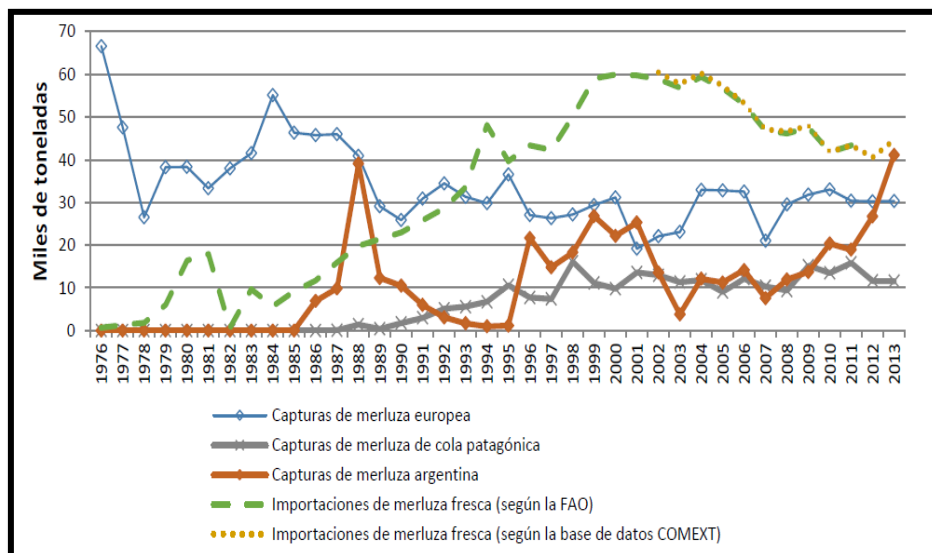


Figura 23: Capturas españolas (excluida la merluza del Cabo) e importaciones de merluza por España (1976-2013) (Fuente: EUMOFA, 2015)

b) Principales mercados de la merluza en la UE y en España

• Los mercados de la UE para la merluza fresca

El mercado de la UE para la merluza fresca se estima en cerca de 120.000 toneladas en 2013 y se concentra en los países del sur de Europa. España es, con diferencia, el mercado más grande de la UE, con un consumo aparente de 81.453 toneladas. Francia le sigue con 15.940 toneladas. En conjunto, España, Francia, Italia y Grecia constituyen alrededor del 80 % del mercado total de la UE.

Al analizar los datos sobre capturas y comercialización, se puede estimar que la merluza europea conforma cerca del 90 % del mercado de merluza fresca en la UE. Las importaciones de merluza fresca procedentes de países extracomunitarios son marginales (menos del 1 % del mercado total de la UE).

Las exportaciones de merluza fresca (principalmente europea) de los Estados Miembros de la UE son bastante limitadas, a excepción de Francia. Los dos principales exportadores, Francia y España, también son los principales productores, importadores y consumidores. Dinamarca actúa principalmente como re-exportador de la merluza de Noruega a España y Francia (EUMOFA, 2015).

- **Factores claves del mercado de la merluza fresca**

El establecimiento del precio de la merluza en los mercados españoles depende de una variedad de factores que influyen la relación calidad / precio del producto, incluyendo el tamaño, la tradición cultural y las técnicas de pesca, pero también la frescura y el origen (tendencia de preferencia por el producto local frente a productos no locales). El origen de la captura parece ser el atributo más importante, ya que este es el atributo que hace que el precio varíe más ampliamente (Tabla 4). Se nota una fuerte preferencia por la merluza mediterránea, ya que la merluza catalana local obtiene el precio más alto (Asche y Guillen, 2011).

Tabla 4: Ejemplo de las diferencias en el precio de merluza según el origen del producto (EUMOFA, 2015)

	Mercamadrid		Mercabarna		Mercabilbao		Mercavalencia	
	11-sept	15-sept	11-sept	15-sept	11-sept	15-sept	11-sept	15-sept
Merluza	5.87	5.24	6.50	6.00	7.00	7.00	8.50	8.50
Pescadilla	5.51	5.60	3.90	5.00	5.90	5.80	4.00	4.00

En Cataluña, el precio de merluza varia también entre los puertos, siendo más alto en los puertos de Blanes y Vilanova (alrededor de 12euros/ kg en 2015), mientras que el precio de merluza en el puerto de Palamós y Barcelona era 10 euros/kg próximamente en 2015 (Fig.24).

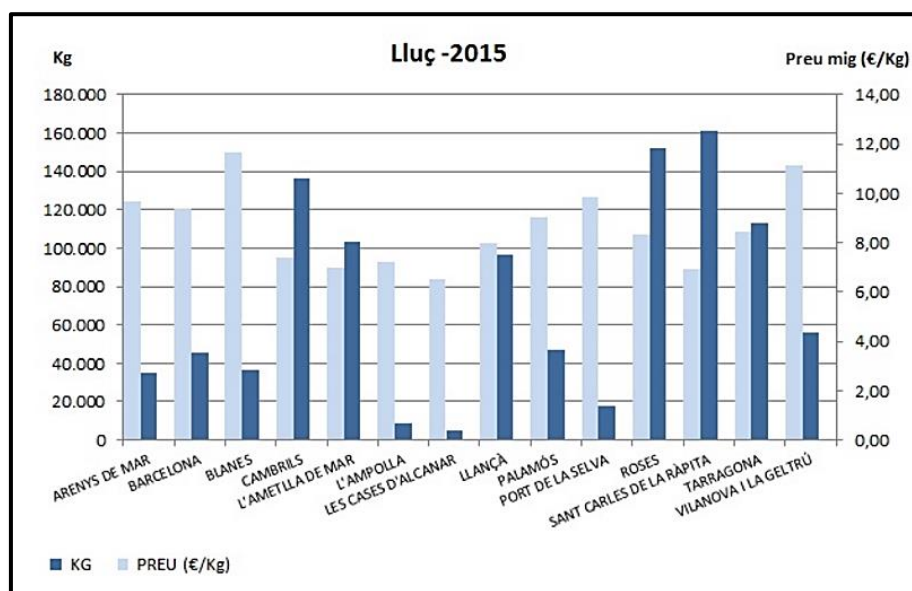


Figura 24: Volumen y precio medio de la merluza en los puertos de Cataluña, 2015 (Fuente: Generalidad de Cataluña)

Por otra parte, se nota la gran influencia del tamaño de la merluza en la determinación del precio. Por ejemplo, en Mercabarna, mercado mayorista de Barcelona, las estadísticas anuales detalladas indican que la merluza fresca se segmenta en 5 categorías con precios que van de 3,59 EUR / kg a 6,16 EUR / kg en 2014 (Tabla 5).

**Tabla 5: Ejemplo de la segmentación del mercado de merluza en Mercabarna (2014)
(EUMOFA, 2015)**

	t	%	avg price (EUR/kg)
<i>Pescadilla</i> 500 g	1.129	13%	3,62
<i>Pescadilla</i> 500 g-1 kg	678	8%	4,00
<i>Merluza</i> (>1 kg) - trawler	1.737	20%	3,59
<i>Merluza</i> - longline imported	549	6%	6,16
<i>Merluza</i> - longline national	4.717	54%	5,73
Total hake	8.810	100%	4,93

Además, el tipo de artes utilizados en la captura es también un atributo importante en el proceso de determinación de precios de la merluza. Las capturas de merluza de palangre son de mejor calidad y obtienen claramente el precio más alto que la merluza de arrastre en la primera venta. El precio es en promedio reducido en 1,74 euros si el pescado es capturado por el arrastre, y de 4,39 euros si el pescado es capturado utilizando redes de enmalle. La merluza de palangre tiende a comportarse más como un producto de primera calidad, mientras que la merluza de arrastre se comporta como un producto estándar (Asche y Guillen, 2011).

c) Organización de la comercialización en el área de estudio

La actividad pesquera al nivel del área de estudio está organizada a través de las cofradías de pescadores. Las cofradías de pescadores de Blanes y de Palamós disponen de lonjas y tienen derechos de organización de la subasta para la comercialización de las capturas. Estas organizaciones tienen un papel básico como instituciones vertebradoras del sector pesquero y de interlocución con la administración.

- ***Lonjas de pesca***

La organización de la venta del pescado por el sistema de la subasta empezó en Cataluña, desde la década de los años treinta, lo que ha permitido a los pescadores asumir la primera etapa del proceso de comercialización. En ese periodo, se vendía el pescado a voz, se "cantaba". Hoy en día, las subastas actuales, son totalmente informatizadas en los puertos de Blanes y Palamós (como en la mayoría de los puertos pesqueros de Cataluña), y se someten a la responsabilidad de las cofradías, que tienen la concesión de las lonjas (Imagen 8).

Con la gestión de las lonjas del pescado, las cofradías tienen garantizados los ingresos necesarios para desarrollar sus tareas administrativas y asistenciales y a su nivel, se establece el precio de salida de la primera venta (Generalidad de Cataluña, 2016).



Palamós. Fons Museu de la Pesca. Col. Ferrés, Mateu



Llotja de Palamós. Font: Museu de la Pesca

Imagen 8: La evolución de la subasta en la lonja de pescado de Palamós

- ***Cadena de suministro***

Al nivel de nuestra área de estudio, la única forma de comercialización de las capturas de merluza es como producto entero y fresco (Imagen 9).

La cadena de suministro de la merluza fresca, al igual que sucede con otros pescados frescos, es muy corta. El pescado desembarcado por la mañana en los puertos, puede encontrarse en los comercios minoristas el mismo día. La cadena de suministro de merluza varía en función del comercio (HORECA, pescaderías, grandes cadenas minoristas, etc.), pero también dependiendo de las regiones, ya que es más probable que los minoristas compren directamente en las lonjas en las zonas costeras (EUMOFA, 2015). Por ejemplo, dentro de las instalaciones de la lonja de Palamós, se encuentra un mercado de pescado con 11 puestos para la venta directa a consumidor final. Esta posibilidad permite ofrecer una imagen de calidad y frescura de los productos pesqueros como sistema de venta directa al consumidor (Imagen 9).



***Imagen 9: Puestos del mercado de pescado de Palamós
(Visitas institucionales, master Gestion Pesquera Sostenible, 2015)***

- ***Sistema de trazabilidad y marca registrada:***

La comercialización del producto pesquero en Cataluña, se somete a un sistema de trazabilidad. Así, las capturas de merluza comercializadas salen de la zona de pesca, etiquetadas (Imagen 10) y con un Documento de Venta (nota venta, o factura).

De acuerdo con el Reglamento 1224/2009, de 20 de noviembre, este documento debe contener como información mínima:

- Número de identificación externa: nombre del barco que ha desembarcado el producto pesquero.
- Puerto y fecha de desembarque.
- Nombre del capitán del barco y nombre del vendedor.
- Número de identificación fiscal del comprador u otro identificador único.
- Código alfa-3 de la FAO de cada especie y zona geográfica donde se ha efectuado la captura.
- Kilos de peso del producto, presentación, y cuando proceda, número de ejemplares.
- Peso, clase, presentación y grado de frescura.
- Lugar y fecha de la venta.
- Precio.
- En su caso, destino de los productos retirados del mercado.

Además, en respuesta al programa de mejora de la calidad de los productos pesqueros de la comunidad de Cataluña en las diferentes fases de producción (mejora de la calidad en el barco, mejora de la calidad en las lonjas, mejora de la calidad en las pescaderías...), y para competir con éxito en el mercado global de merluza, el sector pesquero en Cataluña, distingue su producto, a través el establecimiento de la marca **Pescado de la costa**, caracterizando este producto como el más fresco y le asociándolo a un producto de calidad (Imagen 11).



Imagen 10: La marca registrada, pescado de la costa Catalana



Imagen 11: Etiqueta de trazabilidad del producto pesquero, lonja Palamós

d) Medidas de gestión de la pesquería de merluza en GSA 6

La pesquería de arrastre de fondo de Cataluña es de naturaleza multi-específica y ha sido gestionada por medidas de control del esfuerzo y otras medidas técnicas. En GSA 6, la pesquería de merluza está regulada por el "**Orden AAA / 2808/2012**", publicado en el Boletín Oficial Español (BOE N.º 313 29 de diciembre de 2012) que contiene un Plan de Gestión Integral de los recursos pesqueros del Mediterráneo.

Por una parte, este plan conserva las regulaciones tradicionales de pesca ya existentes, a saber:

- Malla del copo de arrastre de 40 mm o 50 mm de luz de malla;
- Tamaño mínimo de desembarque de merluza de 20 cm TL;
- Cierre espacial dentro de 3 millas de la zona costera o 50 m de profundidad;
- Sistema de licencias;
- La potencia del motor de máximo 373 kW;
- Un esfuerzo de pesca diario y semanal limitado a 12 horas por día cinco días a la semana.

La pesca de arrastre en Cataluña ha sido permitida durante 12 h / día (horas de día) desde 1936, exigiendo que los buques de arrastre regresen al puerto todos los días. Por otra parte, no se han producido cierres temporales en general en la zona, dando lugar a que la actividad pesquera se lleve a cabo los días laborables máximos disponibles, si el tiempo lo permite. Hasta 1968, el sábado era considerado como un día de trabajo, por lo que el número máximo de días 312, aunque el número real de días de pesca varió entre 150 y 200 para la flota de arrastre. Desde 1968 se prohibió la pesca de arrastre los sábados, resultando en un número máximo de días de pesca de 260.

Por otra parte, este plan añade que la mortalidad por pesca de merluza en GSA 6 debe mantenerse en o por debajo del valor de referencia $F_{RMS} = 0,15$ y que el esfuerzo de pesca se reducirá en un 20% o más en el período 2013-2017 (basado en el esfuerzo establecido el 1 de enero de 2013). Esta reducción del esfuerzo de pesca se mide en términos de número de buques, la potencia del motor y de tonelaje (STECF, 2015).

3. Metodología y herramientas de análisis

3.1. Justificación

El uso de las reglas de decisión (HCR) como uno de los elementos del enfoque precautorio para la ordenación pesquera (FAO, 1995) es una de las mayores recomendaciones para la ordenación pesquera. Sin embargo, estas medidas no se evalúan formalmente para determinar hasta qué punto alcanzan los objetivos para los cuales fueron diseñados, dada la incertidumbre inherente al sistema gestionado (Punt, 2006). En respuesta a esto, y como un primer paso para lograr los objetivos del Enfoque Ecosistémico de la Pesca (EAF), nació el concepto de MSE (Smith et al., 1999) (*Management Strategy Evaluation*) que permite evaluar y elegir entre las mejores estrategias et alternativas de gestión de las pesquerías (Punt, 1992, Sparre y Willman, 1993, Ulrich et al., 2002, Lleonart et al., 2003) a través el uso de diferentes modelos de simulación estocástica, permitiendo la proyección de diferentes indicadores biológicos y económicos de las pesquerías a lo largo del tiempo.

3.1.1.Principio MSE:

El uso de un enfoque de Evaluación de la Estrategias de Gestión (MSE) ha sido ampliamente reconocido como herramienta valiosa para probar la robustez de los Procedimientos de Gestión (MP) a las incertidumbres en el sistema pesquero (Kell et al., 2007). Este concepto (MSE) consiste en recurrir a la **simulación** para comparar la efectividad de diferentes combinaciones de estrategias de gestión para alcanzar los objetivos de gestión esperados y comparar la solidez de estas estrategias a los errores y a la incertidumbre (Smith, 1994).

La MSE se puede utilizar para identificar una "mejor" estrategia de gestión entre un conjunto de estrategias (**optimización**), como para determinar la eficacia de una estrategia existente. El interés de la MSE es proporcionar a los gestores unas formalizaciones de largo plazo y unas estrategias robustas que están diseñadas para satisfacer múltiples objetivos que pueden llegar a ser contradictorios (Rademeyer et al., 2007).

Además, una fuerza central de este proceso es que es consultivo y tanto los gestores como las comunidades de interés pueden participar en la propuesta de los diferentes modelos candidatos y en los escenarios de gestión.

El ciclo de la Evaluación de las Estrategias de Gestión se resume en la figura 25 (Holland, 2010) y su principio (A'mar et al., 2008) implica el uso de:

- Un modelo operativo para representar la dinámica subyacente del recurso y generar datos proyectados en el futuro.
- Un modelo de estimación para evaluar el estado del stock en relación con los puntos de referencia objetivo y límite en base de los datos simulados usando el modelo operativo.
- Una regla de decisión para determinar las acciones de gestión (por ejemplo, la captura biológica aceptable) dados los resultados del modelo de estimación.

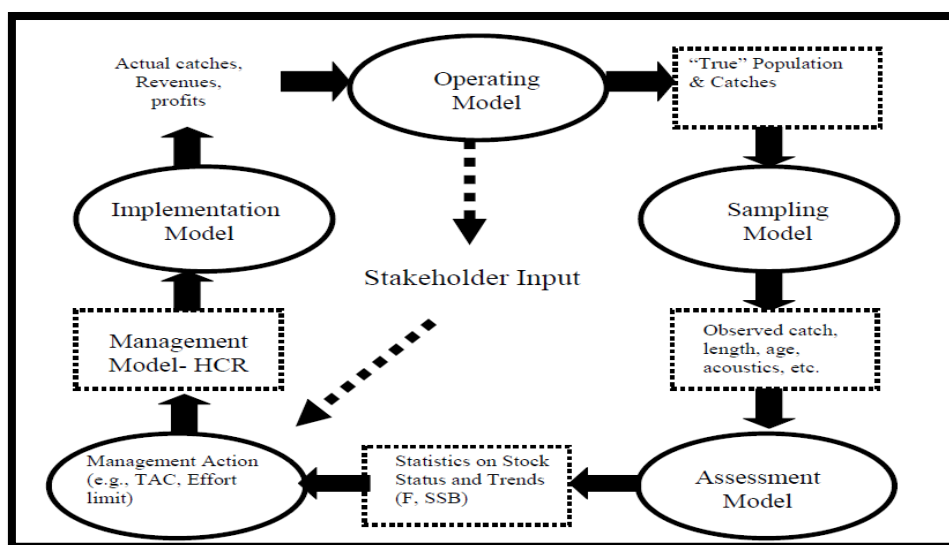


Figura 25: Esquemática de un modelo de Evaluación de Estrategias de Gestión (Holland, 2010)

El modelo de estimación y las reglas de decisión constituyen la **estrategia de gestión** que es la combinación de los procesamiento relacionados con la forma en que se supervisa un recurso, cómo se determina su estado con respecto a los puntos de referencia objetivo y límite y cómo los resultados del modelo de estimación se utilizan para determinar las acciones de gestión (A'mar et al., 2008). Las consecuencias de escenarios alternativos pueden evaluarse a través de diferentes modelos (Walters, 1986).

Por otro lado, la capacidad de las MSE para facilitar a la gestión pesquera la consecución de sus objetivos depende de la representación de la incertidumbre y de la manera por la cual los resultados de las simulaciones se comunican y se presentan a los responsables de la toma de decisiones (A'mar et al., 2008).

3.1.2.Principales modelos de la gestión pesquera

Diversos modelos cuantitativos se desarrollan para apoyar la toma de decisiones en la gestión pesquera y evaluar los impactos de las interacciones entre las especies y las pesquerías y sus implicaciones para la ordenación de la pesca marina. Estos modelos se reparten en tres grandes categorías según los outputs que proporcionan:

- **Modelos conceptuales:** su objetivo es de desarrollar una comprensión de los procesos del ecosistema. Sus aplicaciones incluyen el suministro de información básica sobre el funcionamiento de los ecosistemas, permitiendo la discusión de la importancia relativa de los diferentes procesos de los ecosistemas y, en general, el avance de la comprensión de los procesos del ecosistema y del hábitat.
- **Modelos estratégicos:** centrados en la evaluación de las direcciones y los patrones de cambio. Las aplicaciones estratégicas incluyen evaluar las compensaciones de la biomasa (puntos de referencia basados en ecosistemas), evaluar los impactos acumulativos de las especies no objetivo, las especies invasoras y la alteración del hábitat; y permitir a los gerentes considerar los escenarios “what-if” generales y las tendencias a largo plazo.

- **Modelos tácticos:** dirigidos a apoyar las decisiones específicas de la gestión (FAO, 2008). Sus aplicaciones incluyen sugerir revisiones para las evaluaciones de stocks, abordar los impactos específicos de las especies no objetivo, las especies invasivas y de la alteración del hábitat y permitir a los gestores considerar escenarios “what-if” específicos.

También, según su nivel de complejidad, encontramos, **los Modelos “Simples”** (como VIT) que reflejan la visión tradicional de gestión pesquera considerando una sola especie con flotas que interactúan técnicamente (Lleonart y Salat, 1992), **los Modelos “Complejos”** que intentan representar todos los niveles tróficos en un ecosistema de manera equilibrada, como ECOPATH (Polovina, 1984; Christensen and Pauly, 1992), ECOSIM (Walters, Christensen and Pauly, 1997) y ECOSPACE (Walters et al., 2000) y, finalmente, **los Modelos de Complejidad Intermedia (MCI)** (Plagányi et al., 2007) o “Mínimamente Realistas” (MRM) que representan sólo un subconjunto del ecosistema y un número limitado de especies con mayor probabilidad de tener interacciones importantes con una especie objetivo o un grupo de especies de interés. Este grupo incluye MSVPA (Multi-species Virtual Population Analysis) y sus derivados que se proyectan hacia el futuro incluso el modelo InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and tradeoffs) que representa el programa de modelización elegido en este estudio, y que incluye aspectos económicos además de los biológicos.

3.2. Presentación general de InVEST

El Proyecto de *Natural Capital* está desarrollando modelos que cuantifican y mapean los valores de los servicios ecosistémicos para trasladar la comprensión de los valores de la naturaleza a las decisiones. Requiriendo relativamente poca entrada de datos, estos modelos pueden identificar áreas donde la inversión puede mejorar el bienestar humano y la naturaleza. Entre estos modelos, InVEST¹ (Sharp et al., 2016) está diseñado para informar las decisiones sobre el manejo de los recursos naturales. Esencialmente, proporciona información sobre cómo es probable que los cambios en los ecosistemas conduzcan a cambios en los flujos de beneficios de los usuarios.

3.2.1. Principio de funcionamiento

Principalmente, InVEST emplea un enfoque de función de producción para cuantificar y valorar los servicios de los ecosistemas. Una función de producción especifica el rendimiento de los servicios del ecosistema proporcionados por el medio ambiente dada su condición y procesos. InVEST utiliza un marco simple que delinea “Suministro, Servicio y Valor” para vincular las funciones de producción con los beneficios proporcionados a los usuarios. El “Suministro” representa lo que está potencialmente disponible en el ecosistema (lo que la estructura y la función del ecosistema pueden proporcionar), el “Servicio” incorpora la demanda y por lo tanto utiliza la información sobre los beneficiarios de ese servicio, y el “Valor” incluye la preferencia social y permite el cálculo de métricas económicas y sociales (Tabla 6).

¹ Disponible en la dirección del sitio web (<http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/fisheries.html>)

Tabla 6: Inventario de datos y modelos InVEST en la producción pesquera (Sharp et al, 2016)

InVEST Data and Model Inventory				
	Step	Data requirements	Process	Outputs
Food from Fisheries				
Required	Supply	spatial structure life history traits: age/stage-specific survival, fecundity, age structure productivity (R/S) fishing mortality rate (age/stage specific)	estimates adult abundance available for harvest or escapement; trend (lambda) of returns	Number of total returns (escapement + catch) or escaped spawners per year or trend in returns or escapement
Required	Service	harvest management strategy: 1. sector-specific catch or harvest rate; or 2. target escapement and sector-specific allocation	estimates number of landed fish from each population	number of fish landed per year by sector (commercial and subsistence)
Optional	Value	Annual average sediment removal cost market price operating costs	Calculates present value of fish landed	net present value of fish landed by sector

Por otro lado, los modelos de InVEST son espacialmente explícitos, usando mapas como fuentes de información y produciendo mapas como outputs. El programa puede estimar la cantidad y el valor de los servicios de los ecosistemas que se proporcionan en el panorama actual o en escenarios futuros. Para preguntas sobre el futuro, las partes de interés desarrollan "escenarios" para explorar las consecuencias de los cambios esperados sobre los recursos naturales. Estos escenarios suelen incluir para los modelos marinos, unos mapas de usos costeros y oceánicos en el futuro y de hábitats costeros / marinos.

3.2.2. Utilidad y aplicación en el sector pesquero

La capacidad de los ecosistemas para sostener las pesquerías depende de la disponibilidad de hábitats intactos para los peces y del mantenimiento de las capturas a niveles sostenibles. Esto hace importante considerar cómo los cambios en el hábitat o en las prácticas de pesca afectarán la producción pesquera a la hora de evaluar las decisiones de gestión que afectan los ecosistemas marinos o acuáticos. Por este motivo, se desarrolló un modelo InVEST específico para la producción de pesquerías.

El modelo de producción de pesquerías de InVEST, produce estimaciones del volumen y el valor económico de capturas de las pesquerías monoespecíficas. Es un modelo de población estructurado por edades o etapas, y se presenta como un modelo genérico que puede adaptarse a la mayoría de las especies y geografías. Sin embargo, InVEST no pretende ofrecer una predicción precisa de estas estimaciones, sino es más bien utilizado como una herramienta para explorar las consecuencias de diferentes decisiones que podrían afectar la producción pesquera.

En efecto, se considera como el modelo más adecuado para comparar la producción pesquera bajo varios escenarios de gestión y así ayudar a los gestores a elegir la mejor opción a aplicar para la gestión de los recursos pesqueros considerando la estructura espacial de la población. Un escenario de gestión podría ser un cambio en la **cantidad de hábitat disponible para los juveniles**, un cambio en la **tasa de captura** (presión de pesca) en una subregión particular, o un cambio en la **supervivencia debido a otros factores medioambientales** como el cambio climático. Los resultados de los diversos escenarios recorridos se pueden comparar a un modelo de referencia para evaluar las consecuencias de dichos cambios en la producción pesquera.

En el caso concreto de nuestro estudio, InVEST nos permite analizar el efecto bioeconómico de la aplicación de una medida de gestión espacial (AMP) en distintas áreas de la zona de estudio, y comparar a largo plazo el resultado de los diferentes escenarios de gestión (espacial y no espacial). Así, hemos elegido esta herramienta por su particularidad a considerar la dimensión espacial de las pesquerías y a permitir estudiar el efecto de las medidas a medio y largo plazo, lo que sería más relevante para la especie de merluza caracterizada por su larga duración de vida. Finalmente, es una herramienta que permite integrar el valor económico de las capturas y así permite evaluar además los efectos económicos de cada escenario propuesto.

3.2.3.Inputs

Entre la multitud de datos necesarios para realizar el análisis de la pesquería mediante el programa de simulación InVEST, el usuario proporciona los parámetros necesarios sobre la especie de interés, que describen las tasas de supervivencia, la madurez, la función de reclutamiento, los patrones de migración y la vulnerabilidad a la pesca de la especie. “Natural Capital” proporciona un software en Python que permite ejecutar las simulaciones. Usamos la versión InVEST 3.3.3² y trabajamos con el sistema operativo Windows 10.

En el caso de una población estructurada por edades se necesitan precisamente:

- Los parámetros de la población que caracterizan la historia de vida de la especie (Reclutamiento, migraciones, mortalidad natural, madurez, peso y fecundidad).
- Las subregiones de interés definidos por el usuario dentro del área de estudio.
- Los atributos de cada subregión: fracción de explotación y dispersión de las larvas.
- El comportamiento de la pesquería (Vulnerabilidad a la pesca),
- Las dependencias del hábitat (por ejemplo, importancia y disponibilidad de hábitat de viveros).
- Opcionalmente, la valoración económica (por ejemplo, precio por unidad de biomasa).

3.2.4.Outputs

El modelo se ejecuta según un número de pasos de tiempo especificado por el usuario y suficiente para que la población alcance un estado de equilibrio. Los resultados del modelo son estimaciones del volumen y el valor económico de las capturas en el último paso de ejecución y dentro de la (s) zona (s) designada (s) por el usuario.

Además, las estimaciones de la abundancia por clase de edad y subregión en todos los años de simulación. Se pueden comparar los resultados de múltiples ejecuciones del modelo, donde cada uno representa diferentes escenarios de extensión del hábitat, condiciones ambientales y / o Presión de la pesca. Al final de la ejecución, el modelo crea dos carpetas en el espacio de trabajo seleccionado: 'Intermediate', y la carpeta 'Output'. Por otro lado, se pueden ver los resultados añadiéndolos desde las carpetas al documento de ArcGIS. Esto permite, además, cambiar la simbología según las preferencias desde la tabla de atributos.

² Descargable en <https://www.naturalcapitalproject.org/invest/>

3.3. Parametrización y concepción de los inputs InVEST

La caracterización de todos los inputs necesarios para el modelo InVEST, en el caso de la pesquería de merluza, se presenta en la tabla 7, con, además, la utilidad y las fuentes de cada input.

La Tabla 7 describe en detalle las categorías y las fuentes de datos utilizados para InVEST. Este modelo requiere una serie de distintos datos:

- Datos biológicos (crecimiento, reclutamiento, madurez, el peso por edad...),
- La supervivencia a la mortalidad natural,
- La extensión espacial del (las) área(s) de interés,
- La distribución espacial de la especie en el área de interés,
- La mortalidad por pesca (Fracción de explotación, vulnerabilidad a la pesca),
- Los datos sobre el comportamiento migratorio,
- Las dependencias del hábitat de la especie.

Por otra parte, se requieren también datos sobre el valor de las capturas y la fracción comercializada después del procesamiento (datos sobre la comercialización).

La definición de los inputs que consisten en los datos biológicos, datos de valoración y comercialización de las capturas, y los datos sobre la actividad pesquera, se consigue a través el análisis de la pesquería estudiada al nivel del área de estudio explotando la bibliografía existente y la base de datos científicos disponible al nivel del ICM.

Los datos espaciales relativos a la definición de las subregiones de interés y la distribución de la especie en la zona de estudio se conciben mediante el QGIS.

Los datos VMS fueron obtenidos de la Secretaría General de Pesca Marítima (Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente) para los años 2013-2014 mediante la solicitud para el proyecto MINOUW. Los datos proporcionan la posición de todos los barcos de pesca de Blanes y Palamós a una frecuencia de 60 minutos en promedio.

Finalmente, la definición de los datos sobre el comportamiento migratorio de la especie requiere la asociación de los datos bibliográficos existentes con los mapas de distribución de la especie por edad en QGIS.

Tabla 7: Inputs requeridos por InVEST, utilidad y fuentes de datos

Input		Fuente	Descripción y utilidad por el modelo
Parámetros biológicos de la Especie	Crecimiento	Literatura (Garcia-Rodriguez and Esteban, 2002; Mellon-Duval et al., 2010)	Determinar la tasa de crecimiento de la especie y definir los grupos de edad que planteamos en el modelo: según si el crecimiento es rápido o lento.
	Mortalidad natural por edad	ProdBiom (Abella et al, 1998)	La mortalidad natural aplicada a cada clase de edad permite calcular la supervivencia en cada edad y subregión (requerida en el modelo).
	Madurez	STECF, 2015	La madurez por edad permite determinar la abundancia de los reproductores.
	Reclutamiento inicial	Análisis de cohorte (VIT)	El número inicial de reclutas en el modelo de al tiempo igual a cero (año de referencia).
	Peso por edad	Ecuaciones en base de los parámetros de crecimiento de García-Rodríguez & Esteban 2002 y en STECF 2012-2015	Incluir el peso por edad de la especie en el modelo permite proporcionar los resultados de capturas y de reproductores en peso.
Subregiones de interés		Incluir el espacio en el modelo depende de los objetivos de la gestión y a la disponibilidad de datos para la parametrización del modelo.	El <i>shapefile</i> sirve para mostrar los outputs (captura, importe) dentro de las subregiones de interés.
Datos sobre la actividad pesquera		Series históricas de esfuerzo pesquero y capturas (ICM). Datos VMS (2013-2014) desde MAPAMA. Datos sobre la mortalidad por pesca (STECF, 2015)	El análisis del esfuerzo pesquero en cada área de interés permite conseguir la fracción de explotación aplicada en cada subregión. Las tasas de mortalidad por pesca por edad informan sobre la vulnerabilidad de cada edad a la pesca. Estos dos parámetros permiten el cálculo de la cantidad de capturas de merluza en cada subregión.
Datos sobre el mercado		Estadísticas de la Generalidad de Cataluña, 2016.	Definir la fracción mantenida después del procesamiento de las capturas y el valor de la captura (precio/kg) para reflejar los ingresos de la actividad pesquera.
Dispersión de las larvas		Análisis de datos de compañías científicas (MEDITS) y de pesca comercial e su interpolación mediante QGIS.	Observar la distribución de cada clase de edad a lo largo de las áreas de interés y proporcionar la dispersión de las larvas (edad 0) en cada área.
Distribución espacial de las clases de edad			
Inmigración		Literatura, análisis de la variación de la estructura espacial de la población por edad.	Definir la proporción de inmigración entre las subregiones y las edades en que ocurre la inmigración.
Dependencia de la especie al hábitat		Literatura faltante, solo se conoce la distribución de merluza por profundidad.	Identificar qué edades están vinculadas a qué tipos de hábitat, la fuerza de esas dependencias y cuándo se produce una transición hacia un nuevo hábitat.

3.3.1. Áreas de interés

Los datos VMS nos permiten localizar en el área de interés, los diferentes puntos donde se ejerza la actividad pesquera y conocer el esfuerzo pesquero llevado al nivel de cada punto de pesca. Como el esfuerzo pesquero difiere a lo largo de nuestra área de estudio, y que los pescadores tienen acceso a diferentes zonas de pesca, cada una, localizada a una cierta distancia de la costa y con unas características propias (topográficas, batimétricas, habitas...), nuestra zona de estudio fue repartida en 28 subregiones o áreas de interés que corresponden a los principales caladeros de pesca (Figura 26).

Presentamos en el Anexo 8 una breve descripción de cada caladero (localización, nomenclatura, tipo de hábitat, biozona y superficie).

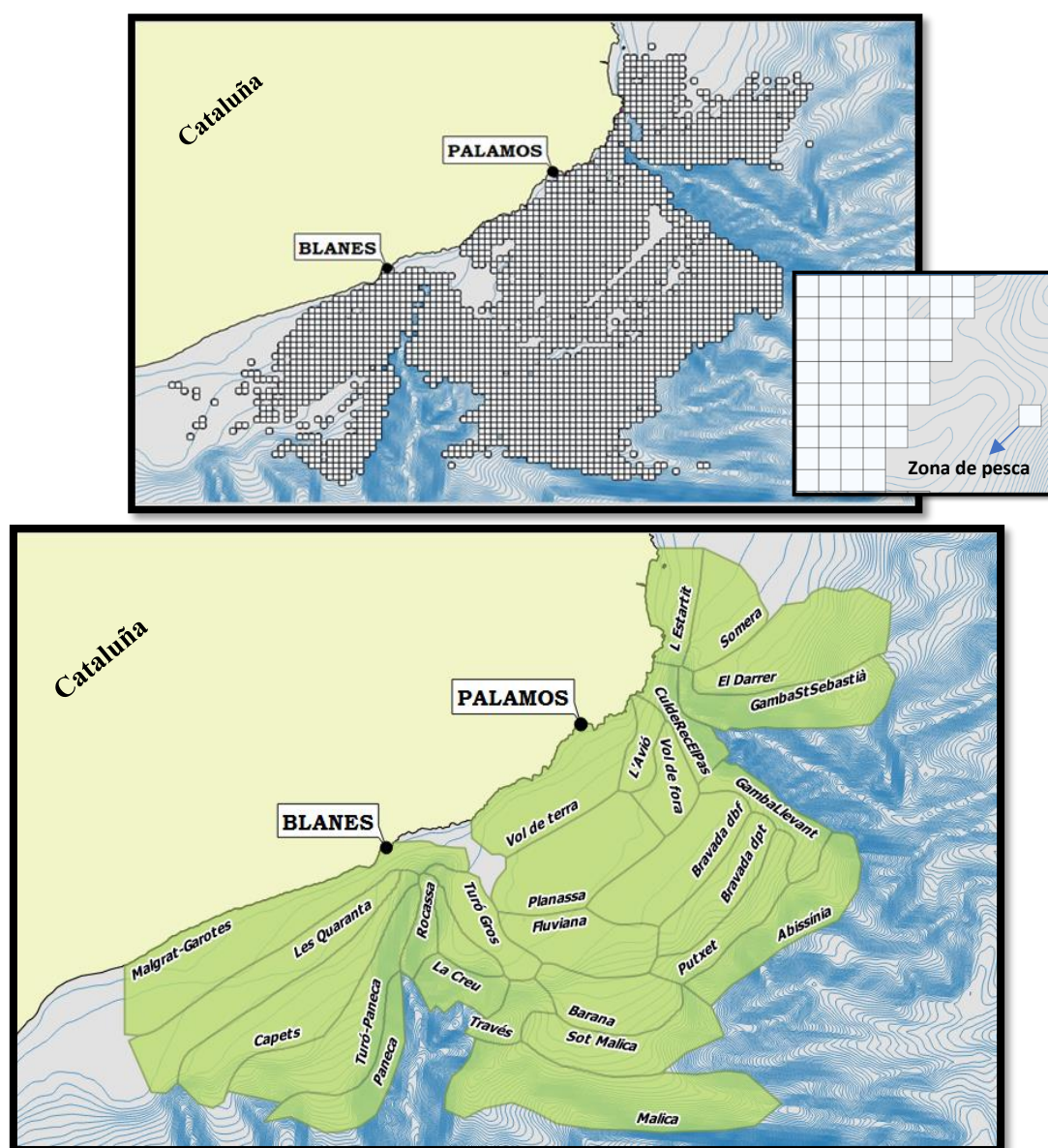


Figura 26: Delimitación de las subregiones InVEST

3.3.2.Submodelo Población

En este estudio, la población de merluza fue modelada como 28 subpoblaciones interconectadas vía la emigración cuando la merluza se mueve de su hábitat a profundidades más importantes con la edad (edades 2,3 y 4). Se modela la población de 2015 hasta 2025 a través un paso de tiempo anual, y en un modelo estructurado por edad. Por lo tanto, los parámetros se basan en las tasas anuales y el modelo progresa en incrementos de un año.

En nuestro caso, la dinámica de población de merluza está dada por:

$$N_{a,x,t} = \left\{ \begin{array}{ll} Rec_{x,t} & \text{si } a=0 \\ (N_{a-1,x,t-1} Mig^x_{a-1,x} + \sum_{x' \neq x} N_{a-1,x',t-1} Mig^x_{a-1,x'}) S_{a-1,x} & \text{si } 1 \leq a < A \\ (N_{A-1,x,t-1} Mig^x_{A-1,x} + \sum_{x' \neq x} N_{A-1,x',t-1} Mig^x_{A-1,x'}) S_{A-1,x} & \text{si } a=A \\ + (N_{A,x,t-1} Mig^x_{A,x} + \sum_{x' \neq x} N_{A,x',t-1} Mig^x_{A,x'}) S_{A,x} & \end{array} \right.$$

Donde:

- $N_{a,x,t}$, es el número de individuos de edad a (A = edad máxima) en el área x al inicio del paso de tiempo t ;
- $S_{a-1, x}$, es la supervivencia a la mortalidad natural y por pesca de la edad $a-1$ a la edad a en cada área;
- $Rec_{x,t}$, Es el reclutamiento de nuevos individuos (o número de offspring);
- $Mig^x_{a,x'}$ es la proporción de individuos de edad a que emigran del área x' al área x (o la proporción que permanece en el área si $x' = x$).

La supervivencia de la mortalidad natural y de pesca se define como:

$$S_{a, x} = surv_{a, x} (1 - Ex_x * V_a)$$

Donde $surv_{a, x}$ es la supervivencia a las mortalidades natural y por pesca de la edad a , a la edad $a+1$, por cada área;

Ex_x es la explotación, que es la proporción de la población vulnerable a la pesca y realmente explotada; y V_a , es la vulnerabilidad a la pesca por cada edad. Se asume que la captura ocurre al principio del año, antes de la mortalidad natural.

a) Número de clases de edad

En este estudio, consideramos la hipótesis de crecimiento rápido de la especie de merluza, con una edad máxima de aproximadamente 15 años (García-Rodríguez and Esteban, 2002; Mellon-Duval et al., 2010). Así, se consideran **5 clases de edad** de la especie, con un grupo 5+ que representa la clase de edad máxima e incluye todos los individuos de esta edad y los individuos de más de 5 años.

b) Especificidad de sexo de las clases de la población:

Es verdad que algunos aspectos biológicos difieren entre los machos y las hembras de la merluza, particularmente, el tamaño de primera madurez. Sin embargo, las prácticas de pesca son similares y la pesca de la merluza resulta en capturas de los ambos sexos. Entonces, analizando datos de captura, se considera en este modelo que el parámetro sexo no es específico.

c) Parámetros de la población:

• Madurez y peso por edad:

Los parámetros de madurez se tomaron del DCF (*Data Collection Framework*), en STECF (2015). Se añade en InVEST el peso por edad de la merluza porque se quiere comparar los volúmenes de captura y no la captura en número de individuos.

Las tallas por edad de la merluza (L) se calculan a través de la fórmula de crecimiento Von Bertalanffy: $L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t-t_0)}]$, y el peso por edad se estimó directamente de la relación longitud-peso correspondiente: $W = a \cdot L^b$, donde los parámetros utilizados (García-Rodríguez & Esteban 2002 en STECF, 2014) figuran en la tabla 1 del anexo 1, y corresponden a:

L_t : longitud promedia del pez a la edad t

L_∞ : la longitud asintótica (la talla media que alcanza un pez que puede vivir y crecer indefinidamente);

K : el coeficiente de crecimiento (Caracteriza la rapidez con la cual el pez crece hasta la longitud asintótica).

t_0 : edad teórica a la longitud cero del pez.

Se presentan todos los parámetros biológicos de inputs en el Anexo 1.

• Supervivencia a la mortalidad natural

Cada año, una proporción de cada clase de edad se muere por una variedad de causas, incluyendo depredación, enfermedad o competencia, estas mortalidades se consideran como una mortalidad natural.

La supervivencia a la mortalidad natural se calcula como la proporción de individuos que continúa a la siguiente edad y eso a partir de las tasas de mortalidad natural instantánea (Ma), que frecuentemente se obtienen de publicaciones revisadas y / o evaluaciones de stocks:

$S_a = e^{-Ma \cdot t}$, Donde t es la duración del paso temporal sobre el cual la supervivencia es calculada, en este caso un año.

Estimando que la edad más grande de merluza es 15 años, el vector de mortalidad natural por edad se calculó a partir de la fórmula de Caddy, utilizando la hoja de cálculo Excel PROBIOM (Abella et al., 1997), bajo la consideración que la mortalidad natural varía según la edad y decrece con las edades más grandes. Considerando que la mortalidad natural no varía dentro de las 28 subregiones, el resultado es una supervivencia diferente por edad y similar dentro de las subregiones por cada edad (Tabla 15, Anexo 1).

- ***Supervivencia a la mortalidad por pesca***

La mortalidad por pesca depende de la fracción de explotación y de la vulnerabilidad a la pesca por edad específica. Considerando la forma de comercialización de merluza (en Kg) se expresa la captura en peso y se calcula según la ecuación:

$$H_{t,x} = \sum_{a,x} N_{a,x,t} \cdot Ex_x \cdot V_a \cdot W_a$$

Con Ex_x , la explotación, V_a , la vulnerabilidad a la pesca por cada edad y W_a el peso por edad.

- ***Fracción de explotación:***

La fracción de explotación (E) se refiere a la proporción de la población vulnerable y efectivamente capturada en cada subregión (0 = 0% capturado, 1 = 100% capturado). Cada subregión se trata de forma independiente (es decir, hasta el 100% de la población vulnerable en cada subregión puede ser capturada). Para su cálculo se puede basarse en las series históricas de captura en las subregiones de interés.

En este estudio, el cálculo de esta proporción fue basado en los datos de esfuerzo pesquero de lo cual disponemos en cada punto de pesca de la zona de estudio y eso a partir de la explotación los datos VMS (*Vessel Monitoring Service*). Mediante la unión espacial de las dos capas “subregiones” y “esfuerzo” con QGIS, se calculó el esfuerzo medio en cada subregión. La fracción de explotación máxima=1 (100%) fue atribuida a la subregión “GambaStSebastià” que registra el máximo esfuerzo pesquero. En su base, hemos calculado la fracción de explotación de las otras subregiones (Tabla 16, Anexo 2).

- ***Vulnerabilidad a la pesca:***

La vulnerabilidad a la pesca puede depender del tamaño, el comportamiento específico de la especie durante una etapa de vida (por ejemplo, agregaciones de desove), el uso del hábitat o las regulaciones, y puede cambiar dependiendo del arte de pesca y las estrategias de pesca empleadas. Un valor de 1,0 indica que la edad es totalmente vulnerable a la pesca, mientras que los valores inferiores a 1 indican la vulnerabilidad relativa a la edad completamente vulnerable.

Así, dada una presión pesquera, un valor 1 será acordado a la edad donde todos los individuos son totalmente vulnerables. Se supone que la vulnerabilidad es la misma en las subregiones. En esta base, se calcula la vulnerabilidad a la pesca de la merluza observando los valores de la mortalidad por pesca aplicada a cada edad (Tabla 17, Anexo 2). Según las estadísticas de 2015, la edad totalmente vulnerable a la pesca es la edad 2 (STECF, 2015).

- ***Dispersión de larvas***

La estructura y el patrón de distribución de las larvas de peces marinos se consideran como significativos y quizás adaptativos en el proceso de reclutamiento (Houde and Lovdal, 1985). En los modelos InVEST que incluyen subregiones, se asume que los adultos de cada subregión contribuyen a un área común de larvas (*larval pool*). Las larvas se distribuyen a través de las subregiones y la proporción de larvas que van a cada subregión se define por el usuario, considerando los diversos factores que pueden controlar esta dispersión.

Para modelar la distribución de las larvas entre las 28 subregiones de interés, usamos el software Qgis para interpolar las densidades de la edad 0 sobre toda el área de estudio (datos de densidades observadas durante las compañías científicas MEDITS (2012-2013), con los datos de pesca comercial relativos a la abundancia de esta misma edad) (Anexo 3). Así, se saca un valor de densidad total en cada subregión. Luego, se expresa como una densidad relativa a la densidad total de los individuos de edad 0 en toda el área de estudio (Figura 55, Anexo 4).

d) *Formato del Fichero población CSV (Sexos agregados)*

Todos nuestros inputs relativos al submodelo “población” se introducen en InVEST según el formato definido por la tabla (8).

Tabla 8: Formato del fichero población CSV

Class	Subregion_1	Subregion_2	...	Subregion_N		Vuln-fishing	Maturity	Weight	Fecundity
Class_1	<float>	<float>	...	<float>		<float>	<float>	<float>	<float>
Class_2	<float>	<float>	...	<float>		<float>	<float>	<float>	<float>
...
Class_N	<float>	<float>	...	<float>		<float>	<float>	<float>	<float>
			...						
Exploitation Fraction	<float>	<float>	...	<float>					
Larval Dispersal	<float>	<float>	...	<float>					

3.3.3.Submodelo Función de Reclutamiento

a) *Numero inicial de reclutas (total)*

Se refiere al número inicial de reclutas en el modelo en el tiempo igual a cero (condiciones iniciales). Como el modelo contiene múltiples subregiones de interés, este valor se dividirá en subregiones utilizando el vector “Dispersión de larvas”.

Para determinar el número inicial de reclutas, se establece un análisis Virtual de cohortes (mediante VIT), incorporando los datos de frecuencia de talla y de madurez de las diferentes clases de edad. Además, se introducen datos de la captura de merluza realizada en 2015 y los parámetros de la población requeridos por VIT (Tabla 19, Anexo 7).

Entre los resultados del análisis, conseguimos un numero inicial de **2593597** reclutas de merluza, lo que corresponde al número inicial de reclutas requerido por InVEST en el tiempo igual a 0 que corresponde a nuestro año 2015, de referencia.

b) *Función de reclutamiento*

InVEST requiere la definición de la función de reclutamiento más apropiada para la especie de interés. El reclutamiento se puede modelar en cuatro diferentes maneras. Se elige entre las dos funciones que asumen diferentes formas de dependencia de la densidad en la función de reclutamiento (Beverton-Holt y Ricker), la función de Fecundidad que asume una tasa reproductiva constante para los adultos (es decir, sin dependencia de la densidad) o bien la función de Reclutamiento Fijo asumiendo que el reclutamiento es constante con el tiempo y no depende del número de adultos.

En el caso de merluza, notamos la ausencia aparente de una relación SSB-reclutas de la merluza al nivel de la GSA 6 (Figura 27, elaborada a partir de los datos del STECF), lo que rechaza todo modelo de dependencia de la densidad.

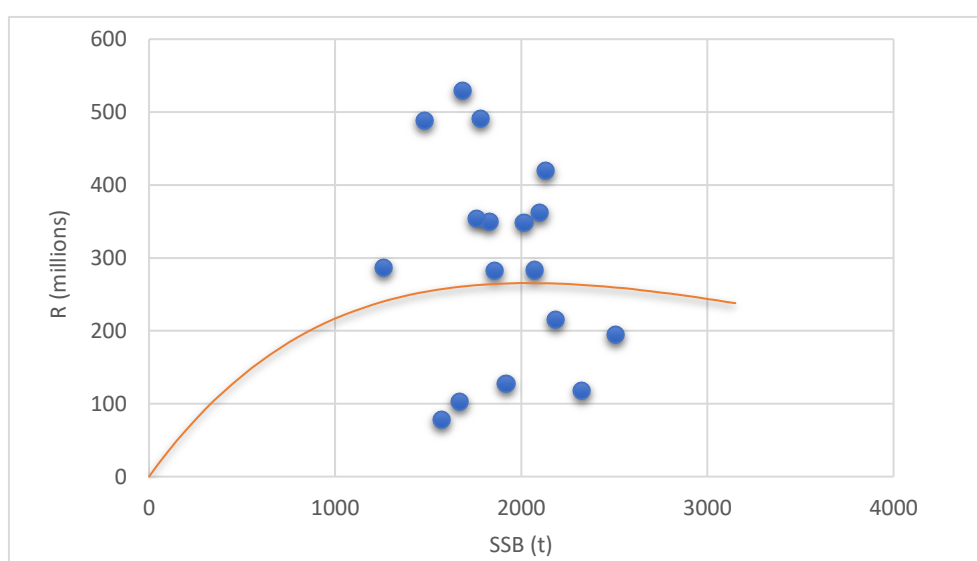


Figura 27: Relacion SSB_Reclutas (GSA 6)

Además, se notan importantes fluctuaciones en el Reclutamiento de merluza (Figura 28) que pueden resultar de un predominio de factores ambientales en el proceso de reclutamiento al nivel del área de estudio, particularmente en respuesta a la variabilidad interanual en las condiciones oceanográficas en el Mediterráneo occidental y catalán y, por otra parte, a la capacidad de supervivencia limitada de las larvas en los primeros estados de vida.

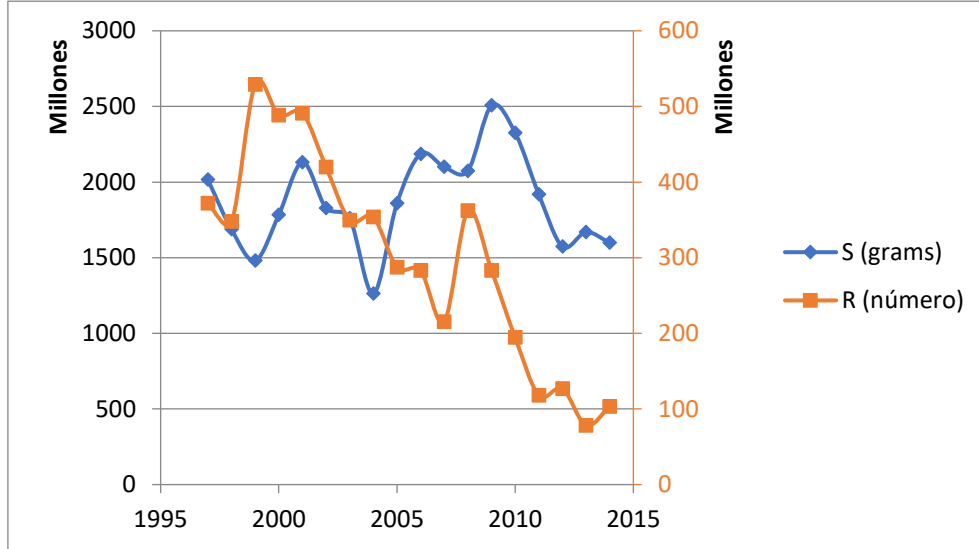


Figura 28: Variaciones de la SSB y numero de reclutas en GSA 6 (1995-2015)

Considerando estos factores, hemos elegido examinar los resultados del presente trabajo bajo dos grandes hipótesis acerca de la función de reclutamiento asumida en el modelo InVEST. Primeramente, consideramos la hipótesis de una función de **Reclutamiento Fijo (H1)** y estudiamos la evolución de los diferentes indicadores. Luego, se analizaron los resultados asumiendo un **Reclutamiento lineal o Fecundidad** como especificado en InVEST (H2).

La parametrización de las dos funciones de reclutamiento es la siguiente:

- **Reclutamiento fijo:**

$$Rec_x = LarvalDispersal_x * Recruitment$$

- **Reclutamiento lineal (fecundidad):**

$$Rec_{x,t} = LarvalDispersal_x * (\sum_{a,x} N_{a,x,t-1} Maturity_a Fecundity_a)$$

Para modelos con subregiones, $LarvalDispersal_x$ da la proporción de larvas que se quedan en el área x.

c) **Determinación de los coeficientes de fecundidad por edad:**

En el caso de la función de Reclutamiento lineal (Fecundidad), tenemos que introducir en InVEST, los valores de fecundidad específicos por edad, representando el número de descendientes (*offspring*) por individuo maduro. Estos coeficientes de fecundidad se refieren al número de huevos y larvas de merluza que sobreviven y llegan a ser reclutas.

Disponiendo del número de huevos por hembra de merluza madura, necesitamos conocer, las tasas de mortalidad diaria de los huevos de la especie para definir el número de sobrevivientes, correspondiente a los reclutas. Primeramente, en base de las diferentes observaciones de individuos de merluza en MEDITS (2012-2013) y en los datos de pesca comercial, calculamos el número de huevos por individuo a través de la ecuación de Recasens et al., 2008:

$y = 0.0026x^{2.8349}$, con: y: Fecundidad (número de huevos, en miles) y, x: el tamaño en cm.

La conversión Talla-edad (*el slicing*), nos permite encontrar el número de huevos (medio) por cada clase de edad, considerando las observaciones MEDITS para las edades 0,1 y 2, y las observaciones de pesca comercial para las edades más grandes (Tabla 13, Anexo 1).

Disponiendo del número de huevos (N_0), aplicamos un modelo exponencial de disminución de la abundancia (densidad media) con respecto a la edad para definir el número medio de reclutas por edad de merluza (input requerido por InVEST):

$$N(t) = N_0 e^{-Zt}$$

Con $N(t)$ = abundancia a la edad t (número/10 m²); N_0 = abundancia estimada en la eclosión (número/10 m²); Z = coeficiente de mortalidad instantánea (diaria); t = edad en días (incrementos enumerados en los otolitos).

En esta ecuación, se necesita conocer el coeficiente de mortalidad diaria (Z). Sin embargo, existe muy poca información sobre las tasas de mortalidad de huevos y larvas de los peces marinos (lo que sucede con la merluza). Los datos presentados en la literatura indican que las tasas de mortalidad de huevos y larvas de peces pelágicos en general deben ser altas y variables tanto entre años como entre poblaciones.

El rango de tasas de mortalidad observadas es del 7-67% por día. Daan (1981) encontró una tasa de mortalidad diaria de 22% para los huevos de bacalao en el Mar del Norte. Para poder definir esta tasa de mortalidad diaria de los huevos de merluza, hemos parametrizado el modelo según las capturas observadas en 2015 (orden de 70 toneladas), y considerando un intervalo entre 60-120 días de desarrollo de los huevos. La mejor combinación da una mortalidad diaria de 12% (0.1193) por 90 días. Con esta base, el resultado de los coeficientes de fecundidad por edad se presenta en la Tabla 14 del Anexo 1.

d) **Reproductores por numero o peso:**

A la hora de introducir los datos en InVEST, especificamos si la abundancia de reproductores (*Spt*) utilizada en la función de reclutamiento se quiere calcular en términos de número de individuos o en términos de biomasa (peso). Se proporciona un vector 'Peso' junto a la matriz de supervivencia en el Archivo CSV de Parámetros de Población para conseguir la abundancia en peso (Inputs).

El Número de reproductores es el producto del número de individuos en cada clase de edad y la proporción que están maduras por edad (para toda la región del estudio). La biomasa de los reproductores (S_{pt}) se calcula como:

$$S_{pt} = \sum_{a,x} N_{a,x,t-1} \text{Maturity}_a \text{ (en Número)}$$

$$S_{pt} = \sum_{a,x} N_{a,x,t-1} \cdot \text{Maturity}_a \cdot W_a \text{ (en Biomasa)}$$

e) *Número total de reclutas por paso de tiempo*

Este parámetro se especifica solamente en el caso de una función de Reclutamiento constante. En ese caso, lo atribuimos el mismo valor que el número inicial de reclutas resultante en VIT (**2593597 reclutas**).

3.3.4. Submodelo Migración

Este submodelo permite integrar los movimientos de merluza entre las subregiones y se tratara con mucha incertidumbre ya que ningún estudio sobre la migración de merluza se realizó en nuestra área de estudio. Para limitar la incertidumbre de este submodelo, trataremos los resultados de este trabajo en dos grandes partes, la primera sin considerar la migración, mientras que, en la segunda parte, tendremos en cuenta la migración ontogénica de la merluza en los resultados y discutimos la sensibilidad de los outputs a este submodelo.

Integración del submodelo migración:

Para mapear la migración de la merluza en este modelo, consideramos el diagrama de migración propuesto por Doumenge, 1966, con la literatura existente y los mapas de densidad de merluza por edad conseguidos a través la interpolación de los datos de abundancia MEDITS y de pesca comercial en el software Qgis (Anexo 10).

Entonces, definimos en este estudio, que la migración ocurre por 3 edades principales: Edad **2**, **edad 3** y **edad 4**, considerando una repartición creciente hacia caladeros más profundos con la edad (migración ontogénica). Por eso, ha sido necesario seguir las siguientes etapas:

1. Definir la profundidad media de cada caladero en nuestra área de interés a través la unión de las capas de caladeros y de profundidad del área en QGIS (Anexo 8).
2. Realizar un mapa de diferencia de densidades entre cada caldero y los demás caladeros (Excel).
3. Realizar los mapas de densidad por edad de merluza interpoladas por punto de pesca (Anexo 6).
4. Deducir la densidad por caladero y por cada edad a través de la intersección de las capas de interpolación por edad y las capas de caladeros (Tabla 18, Anexo 5).
5. Definir la profundidad de persistencia y límite de migración de cada edad (Doumenge, 1966):

- Los individuos de edad 2 dominan profundidades hasta 120m y pueden migrar a un límite de 200m de profundidad:
 - Los individuos de edad 3 se encuentran principalmente en profundidades hasta 220 y pueden migrar hasta profundidades de 320m.
 - Los individuos de edad 4 se encuentran a partir de profundidades de 250m y pueden migrar a aguas más profundas.
6. Luego, sacar la distancia entre cada caladero y los caladeros vecinos más cercanos, considerando que la extensión de la migración de la merluza se limite a una distancia de 29 km (De Pontual et al., 2003) (Anexo 9).
 7. Combinando todos estos datos, hemos definido la dirección probable de la migración entre caladeros, y en consecuencia los coeficientes de migración por las tres diferentes edades (matrices en Anexo 10, sin incluir las subregiones donde no se produce migración).

3.3.5.Submodelo valoración

La valoración es un parámetro opcional de InVEST, que permite reflejar las ganancias que resultan de la venta de las capturas. Se pretende dar una idea aproximada del valor de mercado actual de una población equilibrada basada en parámetros de precios definidos por el usuario. Se expresa con la siguiente ecuación:

$$V_{t,x} = H_{t,x} * FractionProcessed * Price$$

Donde el Precio es el valor del precio por unidad (donde las unidades coinciden con aquellos de la captura $H_{x,i}$), y *FractionProcessed* es la proporción de cada unidad de captura que sería vendida después de su tratamiento.

La unidad de precio da el precio por unidad de la captura (en peso o en número) que los pescadores reciben de los compradores. Esta información debe ser obtenida en los informes, a partir de las estadísticas nacionales, o mediante encuestas a los pescadores y compradores. En el caso de nuestro estudio, nos hemos basado sobre las estadísticas pesca de la merluza en los puertos de Palamós y Blanes (ICM, 2000-2015), lo que nos da un precio medio de **8.16 euros/kg**.

Por otra parte, la fracción guardada después del procesamiento (Fraction Kept After Processing), representa la proporción de cada unidad de captura que permanece y se vende después de su procesamiento. Para la merluza, la especie se vende directamente después de ser capturada (sin procesamiento), así, esta proporción vale 1.

3.3.6. Cálculo de la mortalidad natural por clase de edad:

El vector de mortalidad natural por edad se calculó a partir de la fórmula de Caddy, utilizando la hoja de cálculo Excel **PRODBIOM** (Abella et al., 1997), bajo la consideración que la mortalidad natural varía según la edad y decrece con las edades más grandes. Estimando que la edad más grande de merluza es 15 años, se especifican los parámetros de crecimiento Von Bertalanffy y los de la relación talla- peso y, se consigue la evolución de la mortalidad natural por edad (Figura 53, Anexo 1).

3.3.7. Conversión de los datos de talla a datos de edad

Los datos científicos disponibles sobre la abundancia de merluza en el área de estudio son los proporcionados a través las compañías MEDITS. Tenemos la información sobre la posición geográfica, la profundidad, y el tamaño de los individuos muestreados. Sin embargo, en nuestro trabajo necesitamos las clases de edad de la merluza, lo que hace necesario convertir las tallas en edades. Por eso, se utiliza la ecuación inversa de Von Bertalanffy (técnica llamada “Slicing”) para conseguir la edad correspondiente a cada medida de tamaño de la especie disponible:

$$\text{Age (t)} = (\text{Ln} (L_{\infty} / (L_{\infty} - \text{Lengh} (L_t))) / k) + t_0$$

Para las cinco clases de edad, se puede ver la distribución según la profundidad y también exportar estos resultados de abundancia a QGIS para interpolar los puntos de muestreo en toda el área de estudio.

3.3.8. Distribución espacial de la especie (QGIS software)

Una de las implicaciones de la sobreexplotación aplicada a la especie de merluza en el área de estudio es que las capturas se componen de los individuos pequeños o de clases de edad entre 0-2. Este hecho es bastante claro cuando se analizan los datos de muestreo de las compañías MEDITS.

En efecto, estos datos proporcionan la abundancia de las edades 0, 1, 2, muy pocos datos sobre la edad 3 y ninguna información sobre las edades más grandes. Sin embargo, para ver la repartición espacial de la especie a lo largo del área de estudio, necesitamos datos sobre las 5 clases de edad que vamos a considerar en el modelo.

Para poder conseguir unas estimaciones de la distribución de las edades más grandes de merluza, hemos explotado diferentes series de pesca comercial de la flota de palangre, que suele realizar capturas de individuos más grandes, como tiene acceso a algunas zonas de pesca donde no puede acceder un arrastre debido principalmente a la naturaleza del fondo. Así, estimando la edad mediante un *Slicing*, hemos encontrado algunos individuos de las edades 4 y 5 y mucho más individuos de la edad 3.

La combinación de estos datos con los de MEDITS nos ha permitido sacar una distribución de las diferentes clases de edad y explotar las observaciones disponibles para hacer una interpolación de la distribución espacial a lo largo del área de estudio.

La interpolación de los datos disponibles de muestreo MEDITS y de pesca comercial nos proporciona la distribución espacial de cada edad de merluza por rangos de profundidad (Anexo 3). El método **de interpolación** utilizado es la **Distancia Inversa Ponderada (IDW)** que se considera como el más exacto en QGIS, y eso siguiendo estas etapas:

- Instalar el *plugins* “Point sampling tool” en QGIS.
- Cambiar el vector de los puntos de pesca en “Polygons Centroid”.
- Aplicar una Banda raster a través la herramienta Point “Sampling tool”.
- Adaptar la proyección geográfica del mapa cada vez para que las capas tienen la misma proyección en el sistema ESPG 3035.
- Preparar la tabla con los datos disponibles de abundancia de las edades 0-5 combinando los datos MEDITS con los de la pesca comercial en un mismo fichero CSV.
- Introducir esta capa en Qgis como “text delimited layer” y hacer la interpolación con el algoritmo (IDW).
- El resultado es en forma raster que hay que ajustar por cada edad mediante el Banda de raster para conseguir los valores de densidad interpolada en cada raster y por cada edad.

3.4. Diseño experimental de la simulación

Analizamos la pesquería de merluza con un intervalo de proyección de **20 años**, lo que nos va a permitir de examinar el efecto de cada alternativa de gestión a corto (2019), medio (2024) y largo plazo (2035), y esto a partir del año 2015. Las simulaciones se realizarán con un número de 100 iteraciones en el caso de la primera hipótesis sobre la función de reclutamiento (Reclutamiento fijo) y 40 iteraciones con la segunda hipótesis (Reclutamiento lineal).

Los indicadores que vamos a retener por las diferentes simulaciones son:

- Capturas (de la flota de arrastre) en toda el área de estudio (Ct) y por subregión.
- Importe de la captura (I).
- Abundancia de la población (N) y/o Biomasa (B).
- Biomasa reproductora (SSB).
- Reclutamiento (R).

3.4.1. Análisis de sensibilidad del modelo InVEST

Los diversos parámetros de este estudio han sido implementados con un cierto nivel de incertidumbre. Esto hace necesario incluir el efecto de la incertidumbre en los resultados para una mejor interpretación. Se analiza la sensibilidad de los resultados a los submodelos y los parámetros más inciertos en este estudio, a saber: Los parámetros de crecimiento de merluza ($\pm 10\%$) y por defecto la mortalidad natural, la tasa de mortalidad diaria (Z) en el cálculo de los coeficientes de fecundidad ($\pm 10\%$) y los submodelos de Reclutamiento y de migración.

Para este análisis, planteamos cada vez unas nuevas matrices de input, ejecutamos de nuevo el programa y colectamos los resultados de las nuevas simulaciones.

La presentación de los resultados de análisis de sensibilidad sería en forma de ACP (Análisis de Componentes Principales) para facilitar la interpretación de los resultados.

3.4.2. Elaboración de los escenarios de gestión:

Se compara el comportamiento de merluza bajo distintos escenarios de gestión. Los escenarios que seleccionamos en este estudio se basan en el establecimiento de cierres espaciales y la reducción del esfuerzo de pesca, y son consistentes con los requisitos del Reglamento del Consejo (CE) N.º 1967/2006, relativo a la inclusión de aspectos espaciales tales como el establecimiento de zonas protegidas de pesca con el fin de proteger viveros y / o zonas de desove para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mar Mediterráneo, y con las recomendaciones de la CGPM que inciten a reducir la fracción de explotación de las pesquerías del Mediterráneo.

- **Escenario 1: Cierres espaciales**

El primer y principal escenario que se quiere evaluar es **la introducción de cierres espaciales al nivel de las zonas de desove de merluza con el fin de limitar su nivel de presión pesquera**. La introducción de este tipo de alternativas es posible mediante InVEST y se traduce por la atribución de un valor 0 a la fracción de explotación para la subregión o subregiones que queremos proteger contra la pesca.

Durante las sesiones participativas facilitadas por el proyecto MINOUW (www.minouw-project.eu) en el periodo 2015-2016 en el Puerto de Blanes, las distintas partes interesadas o “stakeholders” (pescadores; administración, ONG, científicos) fueron consultados para proponer medidas de gestión que pudieran redundar en beneficio de la conservación de los recursos pesqueros de la zona. El sector pesquero propuso que el cierre completo (12 meses al año) del caladero “Vol de Terra”, zona conocida de alevinaje de merluza por los pescadores y explotada por arrastreros de los puertos de Blanes y de Palamós, podría ser beneficiosa para esta especie. El acuerdo entre los dos puertos para el cierre completo se prevé para **1 enero de 2018**.

Además de evaluar el efecto del cierre del caladero “Vol de terra”, estudiamos el efecto del cierre espacial de otros caladeros que definimos en base de la literatura existente junto con los datos de abundancia proporcionados por las campañas científicas MEDITS.

Según la literatura, las reclutas del arrastre se encuentran a una amplia gama de profundidad a lo largo del año. La distribución de los huevos y de las larvas de merluza aparece vinculada al borde de la plataforma continental (Demestre y Sánchez, 2016), con una mayor concentración a profundidades alrededor de 200 m (Sabatés, 1990). Entonces, se supone que las zonas de desove se encuentran en las zonas adyacentes hasta el borde de la plataforma continental.

Por otra parte, el mapa de distribución de las densidades de merluza (interpoladas) al nivel de nuestra área de interés (Figura 29), muestra que los individuos de edad 0 suelen encontrarse con frecuencia al nivel de los siguientes caladeros: **Vol de Terra, L’Avió, Vol de Fora, Planassa, CuldeRecElPas, GambaLlevant, GambaStSebastià, Bravada Dbf, Bravada Dpt, Putxet y**

Abissinia. Seleccionamos entre estas zonas de pesca, los caladeros de poca profundidad situadas más cerca del borde de la plataforma continental (Profundidad media ≤ 200 m) como los más susceptibles de coincidir con las zonas de desove de la especie y estudiamos el efecto de cerrar cada una de estas seis zonas de pesca: **Vol de terra** (75 m), **L'Avió** (99 m), **Planassa** (111 m), **Vol de fora** (130 m), **Bravada Dbf** (141 m) y **CuldeRecElPas** (182 m).

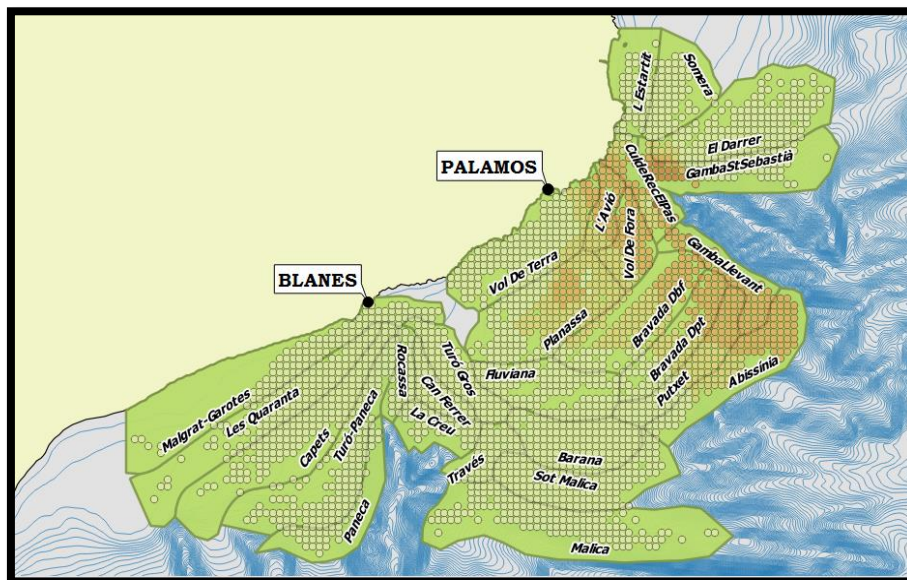


Figura 29: Mapa de distribución de los individuos de edad 0 por caladero

- **Escenario 2: Reducción del esfuerzo de pesca**

El segundo escenario consiste en la **aplicación de diferentes reducciones en el esfuerzo de pesca** para la flota de arrastre en nuestra área de estudio, teniendo en cuenta el mapa de distribución del esfuerzo en las diferentes subregiones definidas.

- **Caso 1:** Reducir la fracción de explotación en todas las subregiones del mismo modo: -10%, -20%, -40%, -50% y -80%.
- **Caso 2:** Reducir la fracción de explotación especialmente en aquellas zonas donde el esfuerzo de pesca aplicado es muy alto ($E > 100$): **GambaStSebastià**, **Sot Malica**, **Barana**, **Vol de terra**, **Través**, **Abissinia**, **CuldeRecElPas** y **L'Avió**.
- **Caso 3:** Reducir la fracción de explotación en las zonas donde se suelen concentrar los individuos de edad 0 de la merluza según el mapa de distribución de densidades.

La reducción del esfuerzo de pesca en InVEST se traduce por un cambio de la fracción de explotación en la misma escala de reducción del esfuerzo que queremos aplicar (-10% de reducción en el esfuerzo de pesca equivale una reducción de 10% de la fracción de explotación).

4. Resultados InVEST

ζ Parte I: Análisis de sensibilidad del modelo InVEST

4.1. Sensibilidad de los resultados a los submodelos InVEST

El Análisis de los componentes Principales (ACP) realizado para analizar el efecto de los dos submodelos de InVEST que hemos planteado con más incertidumbre, a saber, la función de Reclutamiento elegida (Fijo o Fecundidad) y la matriz de migración, muestra el siguiente resultado (Fig.30).

Los dos primeros ejes factoriales de la ACP cuentan con el 99.51% de la variabilidad total. Se nota que todos los outputs del modelo muestran una correlación positiva con el primer componente que diferencia entre las simulaciones con impacto positivo sobre la captura, la SSB y la abundancia. El segundo componente muestra una correlación positiva con la captura y la SSB a corto plazo y una correlación negativa con los demás outputs, pero con una contribución poco significativa (1.18%).

Se puede ver que, la integración del submodelo migración cuando se asume un reclutamiento constante, tiene un efecto limitado sobre los resultados. Los resultados son altamente sensibles al submodelo Reclutamiento cuando se asume una relación **SSB-R lineal** para la merluza. En este caso, el submodelo migración tiene también un efecto importante sobre los resultados a través un aumento considerable de la captura total, la abundancia y SSB visto la alta sensibilidad de la productividad a cualquier cambio en la fecundidad de la especie.

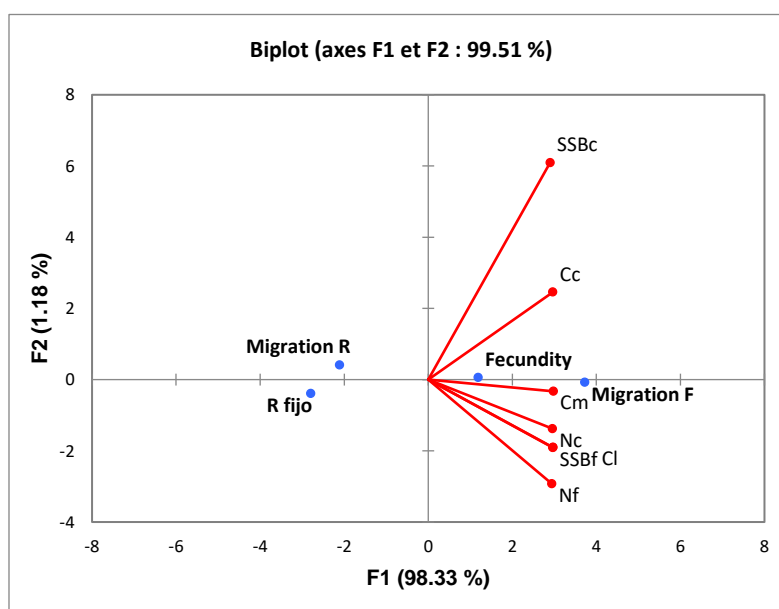


Figura 30: Resultado ACP para el análisis de sensibilidad de los indicadores a los submodelos Reclutamiento y Migración (R: Reclutamiento fijo, F: Reclutamiento lineal, Cc: Capturas a corto plazo, Cm: Capturas a medio plazo, Cl: Capturas a largo plazo, Nc y Nf: Abundancia a corto plazo et al final de la simulación)

4.2. Sensibilidad a los parámetros de la población

En este ACP (fig.31), los ejes factoriales F1 y F2 reúnen 99,54% de la variación total. El primer eje presenta la mayor contribución (+82%) y opone los parámetros que afectan positivamente a todos los outputs a aquellos parámetros que tienen un efecto contrario sobre todas las variables de salida. El segundo eje contribuye con 17% a la variación total y opone los parámetros con una correlación positiva con la captura a largo plazo y la abundancia al final de la simulación a los parámetros que afectan negativamente los outputs a corto plazo.

Este análisis muestra que los parámetros que tienen el mayor impacto sobre los resultados son los coeficientes de fecundidad. Además, se nota que cuando trabajamos con un reclutamiento lineal, variar la tasa de mortalidad diaria (Z) o los parámetros de crecimiento (G) de la especie afecta directamente a los coeficientes de fecundidad y genera unos resultados bastante distintos.

Una baja mortalidad diaria (F+) (alta fecundidad) o unos parámetros de crecimiento altos (G+F) (baja mortalidad natural) se traducen por un incremento de la fecundidad asumida y resultan en un aumento de la captura total, la SSB y la abundancia, sobre todo a largo plazo. Por otro lado, un crecimiento lento (G-) o una tasa de mortalidad diaria de la merluza más alta (F-) generan una reducción de las variables de productividad (correlación negativa con todos los outputs).

En el caso del reclutamiento constante, los parámetros de crecimiento afectan a los resultados positivamente cuando se supone un crecimiento más rápido, y negativamente en caso de un crecimiento lento. Sin embargo, este efecto queda limitado en comparación con la sensibilidad que presentan los parámetros bajo el asunto del reclutamiento lineal.

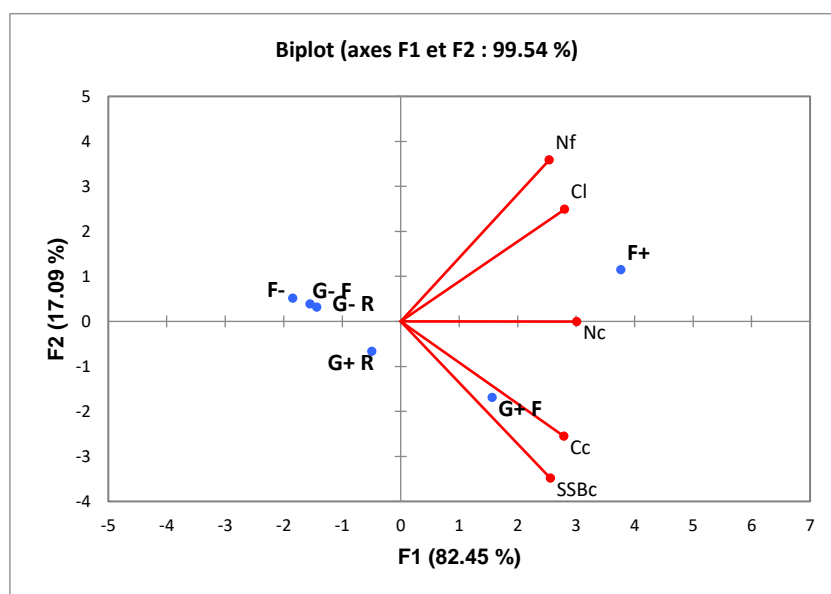


Figura 31: Resultado ACP para el análisis de sensibilidad de los indicadores a los parámetros (G+: crecimiento rápido, G-: crecimiento lento, F+: baja mortalidad diaria, F-: alta mortalidad diaria, R: Reclutamiento constante, F: Reclutamiento lineal)

ζ Parte II: Resultados de las simulaciones y efecto de la gestión, Modelo con poca incertidumbre

+ Hipótesis 1: Reclutamiento fijo

En esta parte, se presentan y se analizan los resultados de los diferentes escenarios de gestión bajo la hipótesis del reclutamiento constante. Primeramente, comparamos entre los escenarios de reducción del esfuerzo de pesca, y luego, entre las diferentes AMPs para confrontar finalmente entre el efecto de las dos categorías de escenarios.

4.3. Impacto de las alternativas de gestión

4.3.1. Escenarios de gestión no espacial

El estudio de los diferentes casos de reducción del esfuerzo pesquero, en toda la zona de interés (C1), en aquellas zonas con alta actividad pesquera (C2) o en las zonas de alta abundancia de reclutas de merluza (C3) muestra que la reducción del esfuerzo en el mismo modo al nivel de los 28 caladeros (C1) es la que tiene el mejor efecto sobre la abundancia y la SSB de merluza, y, por otro lado, genera la mayor reducción sobre la captura total (fig.32).

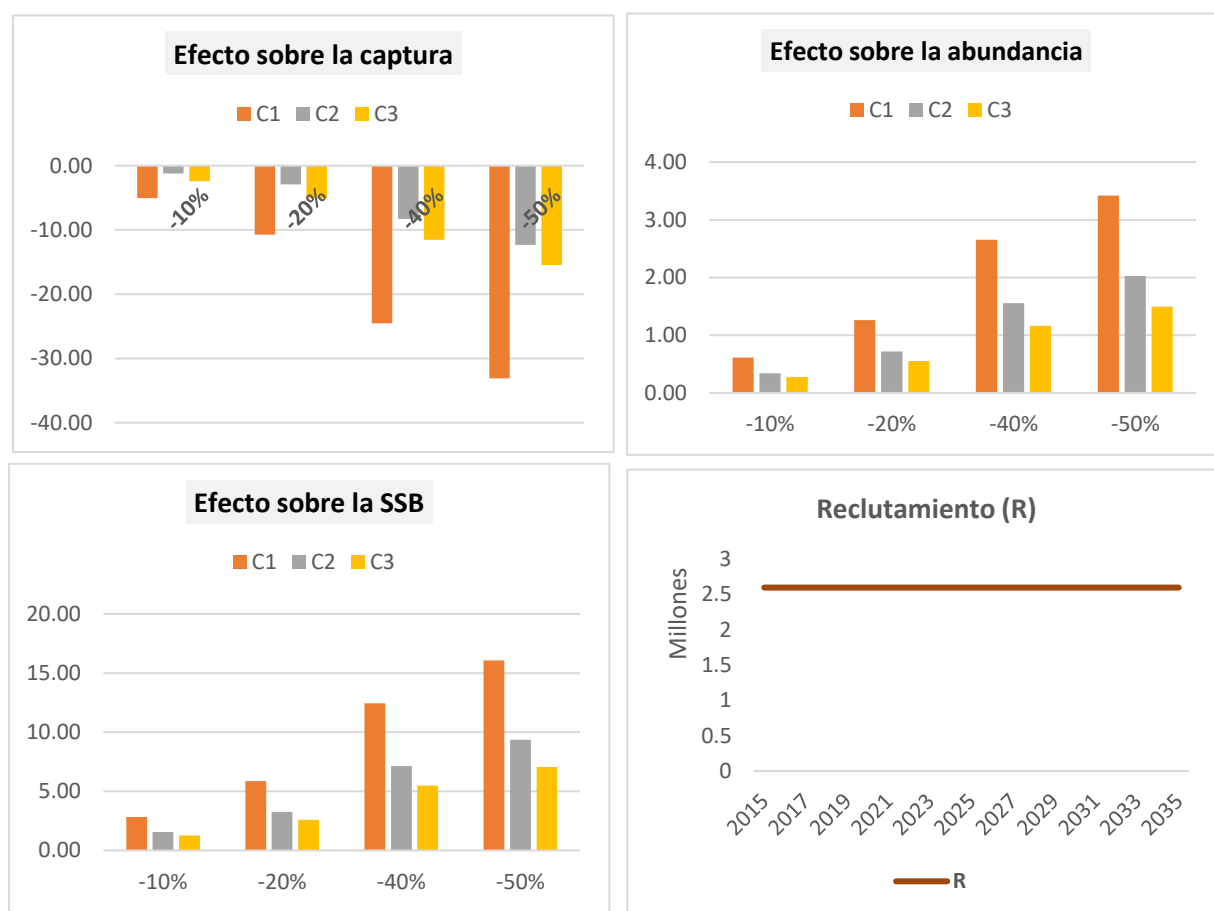


figura 32: Resultado de los indicadores (Ct, N, SSB) al final de la simulación, presentados en términos relativos al escenario 0 (R fijo), C1: Reducción del esfuerzo en toda la zona de interés, C2: Reducción del esfuerzo en aquellas zonas con alta actividad pesquera, y C3: Reducción del esfuerzo en las zonas de alta abundancia de reclutas de merluza.

La producción total de la merluza decrece en este caso en respuesta a la reducción de la fracción de explotación en el mismo nivel en todos los caladeros sin posibilidad de detectar la variación temporal de la productividad total, visto la estabilidad del reclutamiento en el tiempo.

4.3.2. Escenarios de gestión espacial

Por otra parte, estudiar el impacto de la gestión espacial, vía el cierre de uno de los diferentes caladeros de nuestra zona de interés, muestra algunas agrupaciones entre diferentes AMPs que suelen tener el mismo impacto sobre los indicadores. Los dos primeros componentes del ACP (Fig.33) agrupan toda la variabilidad con una alta contribución del primer componente. Notamos una correlación negativa de la captura de merluza con la abundancia y la SSB de la especie. Esto sugiere que las simulaciones con menor efecto sobre la captura (poca variabilidad en comparación con la situación inicial), no tienen un efecto positivo importante sobre los demás indicadores biológicos que muestran una alta correlación entre ellos (N, SSB y R).

La figura 33, muestra que las AMPs A3, A4 y A5 tienen el mismo efecto y no mejoran de manera importante la situación de la pesquería en comparación con su estado actual (E0). Las AMPs A2 y A6 tienen el mismo impacto positivo sobre la abundancia y la SSB y originan una reducción de la captura total.

Finalmente, el cierre del caladero A1 (Vol de terra) origina una reducción importante de las capturas visto que su nivel de actividad pesquera es importante bajo el paradigma de explotación actual. Sin embargo, la A1 parece ser el mejor escenario en términos biológicos visto su impacto positivo considerable sobre la SSB y N ya que la limitación de su nivel de presión pesquera genera una acumulación importante de la biomasa de merluza.

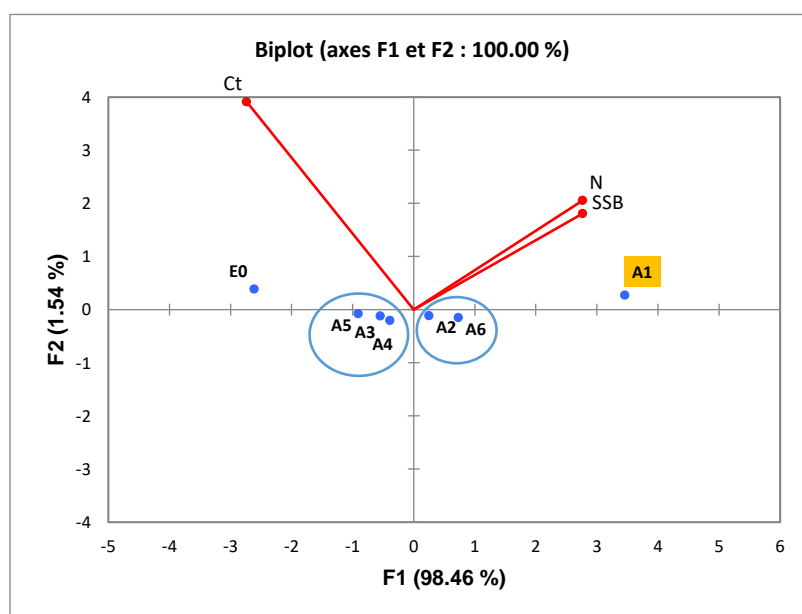


Figura 33: Resultado ACP de comparación entre los escenarios de gestión espacial, R constante (E0: Escenario de base, A1: AMP en Vol de terra, A2: AMP en L'Avió, A3: AMP en Planassa, A4: AMP en Vol fora, A5: Bravada Dbf, A6: AMP en CuldeRecIPas)

4.3.3. Comparación entre las dos categorías de escenarios:

La confrontación entre los resultados de los diferentes escenarios de gestión espacial con los escenarios de limitación del esfuerzo pesquero (Figura 34), muestran que las AMPs A2, A3 y A6 tienen el mismo impacto sobre los outputs que una reducción del esfuerzo de pesca del 10%. Estos escenarios tienen un efecto limitado sobre la captura, y mejoran menos la abundancia y la SSB. Por otra parte, el cierre de A1 equivale a una reducción del 20% del esfuerzo de pesca con un efecto positivo considerable sobre todos los indicadores biológicos y una mayor reducción de las capturas.

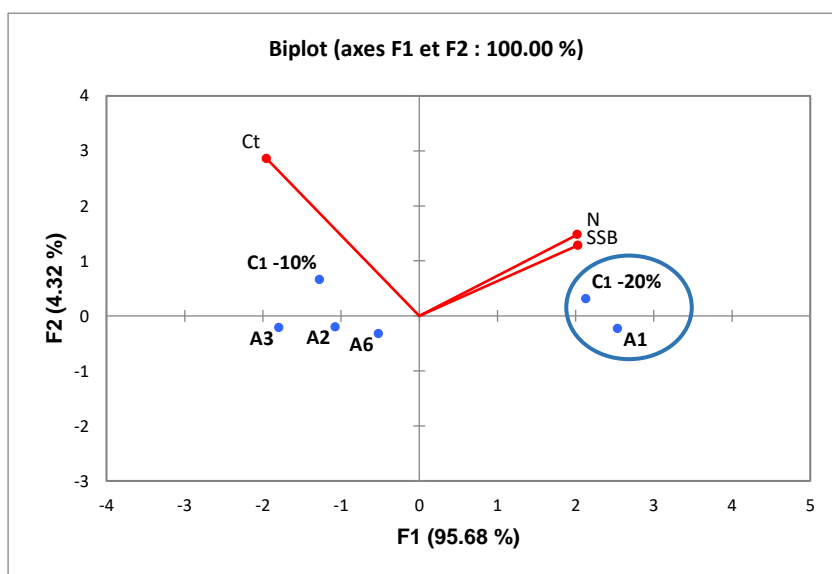


Figura 34: Resultado ACP de comparación entre los escenarios de gestión espacial y no espacial, R constante (A1: AMP en Vol de terra, A2: AMP en L'Avió, A3: AMP en Planassa, A6: AMP en CuldeRecElPas, C1-10%, C1-20%: Reducciones del esfuerzo a un 10% y un -20% en toda la zona de estudio)

4.4. Presentación de los resultados InVEST

Presentamos el resultado de los seis escenarios de gestión seleccionados (A1, A2, A3, A6, -10% E y -20% E), en comparación a los resultados de las simulaciones sin ninguna medida de gestión. El resultado de cada alternativa se presenta por un único año que representa a la vez el corto, medio y largo plazo dado la estabilidad de las diferentes variables en el tiempo. Todos los resultados gráficos se presentan con intervalos de confianza según la sensibilidad del modelo a los parámetros de crecimiento ($\pm 10\%$).

4.4.1. Resultados en toda en el área de interés al final de la simulación

La figura 35, presenta la captura, el importe, la abundancia y la SSB generados bajo el escenario 0 y los diferentes escenarios estudiados. Primeramente, en cada una de las áreas AMPs evaluadas y luego por dos escenarios de reducción del esfuerzo de pesca (-10%, -20%). La captura y el importe representan las variables más afectadas por los diferentes escenarios de gestión y muestran una disminución en diferentes proporciones relativamente al escenario de

base (Esc 0). Por otra parte, la abundancia y la SSB no muestran una mejora considerable en los diferentes escenarios estudiados.

Relativamente al escenario inicial, el cierre del caladero “Vol de terra” implicara una reducción de 12% de las capturas y del importe generado (pasando de 71 a 61 toneladas y de 576 mil euros a 505 mil euros) y un aumento de 6% y de 1.3 % de la SSB y N respectivamente. Por otra parte, el cierre de cualquier otro de los demás caladeros impactara menos las capturas, pero mejorara en menos medida la abundancia y la SSB: **Planassa** (-5% Ct y I, +0.4% N y -2% SSB), **L'Avió** y **CuldeRecElPas** (-7% Ct y I, +0.6 N y hasta +3% en SSB).

Aunque los resultados de las alternativas estudiadas en el marco del Reclutamiento constante no parecen mejorar de manera considerable los indicadores biológicos, se puede ver la importancia en términos biológicos de los resultados del primer escenario que corresponde al cierre del caladero **Vol de Terra** y cuyo efecto equivale una reducción de 20% en el esfuerzo pesquero al nivel de toda el área de estudio, seguido por las AMPs **CuldeRecElPas** y **L'Avió**.

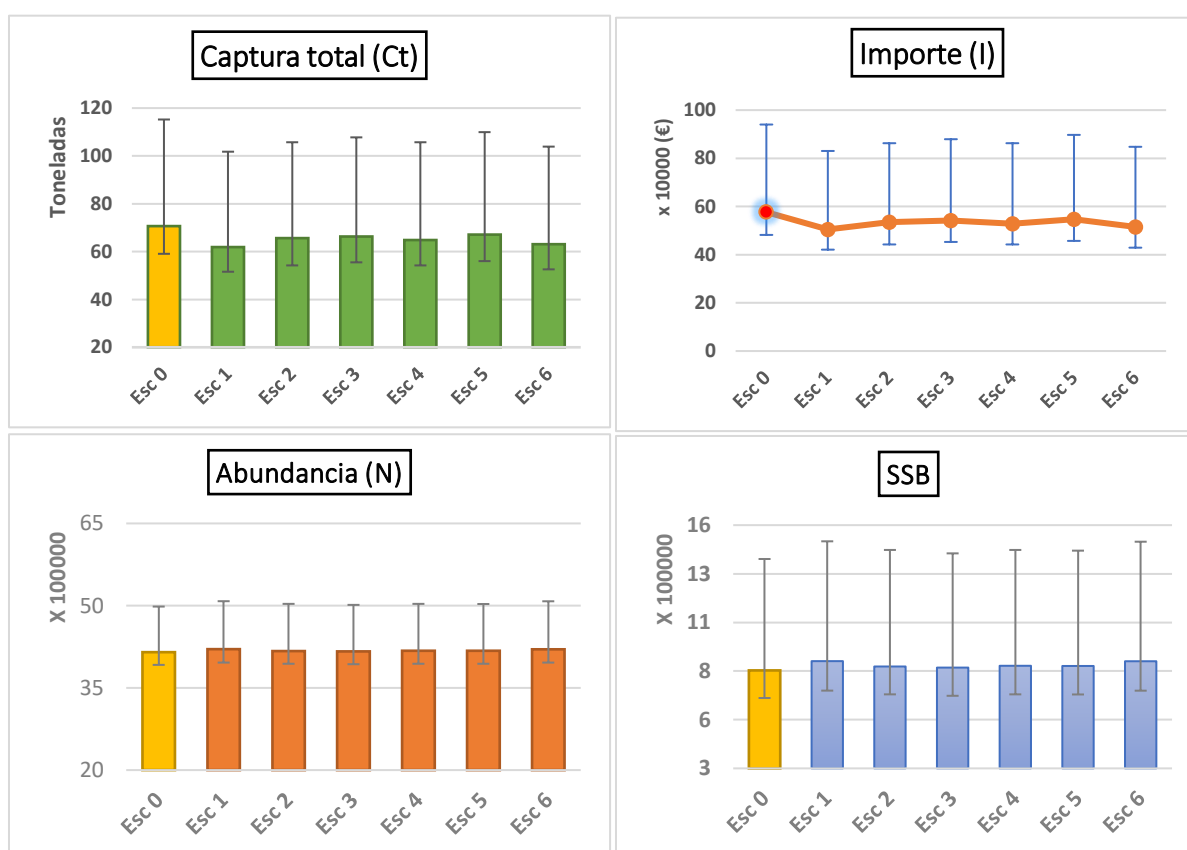


Figura 35: Resultado de la aplicación de la gestión sobre los indicadores en términos relativos al escenario de base (Esc1: A1, Esc2: A2, Esc3: A3, Esc4: A6, Esc5: C1-10%, Esc 6: C1-20%)

Esc1: A1: AMP en Vol de terra
 Esc 2: A2: AMP en L'Avió
 Esc 3: A3: AMP en Planassa
 Esc 4: A6: AMP en CuldeRecElPas
 Esc 5: Reducción del esfuerzo, C1-10%
 Esc 6: Reducción del esfuerzo, C1-20%

4.4.2. Resultados por subregión al final de la simulación

a) Repartición de la captura e del importe entre subregiones

La captura total de merluza y su importe (Fig.36), se reparten de manera heterogénea en las 28 subregiones de nuestra área de interés. Esta repartición diferenciada de las capturas depende de la tasa de explotación considerada en cada subregión (según la distribución del esfuerzo de pesca). Antes de aplicar ninguna medida de gestión, se ve que las capturas más importantes provienen de los caladeros: **Vol de terra** (24) y **Abissínia** (19) (entre 8.6 y 10 toneladas).

En los caladeros **CuldeRecElPas** y **L'Avió**, la captura es de 5 y 5.8 toneladas respectivamente, mientras que los caladeros **Paneca** (14), **Rocassa** (25), **Través** (27), **Can Ferrer** (26), **Turó Gros** (23), **La Creu** (28), **L'Estartit** (2), **Fluviana** (8), **Turó-Paneca** (11) y **Malica** (1) son los que registran el menor volumen de capturas (<1 toneladas). El importe generado en los diferentes caladeros sigue la misma distribución que las capturas ($I=Ct*8.16$).

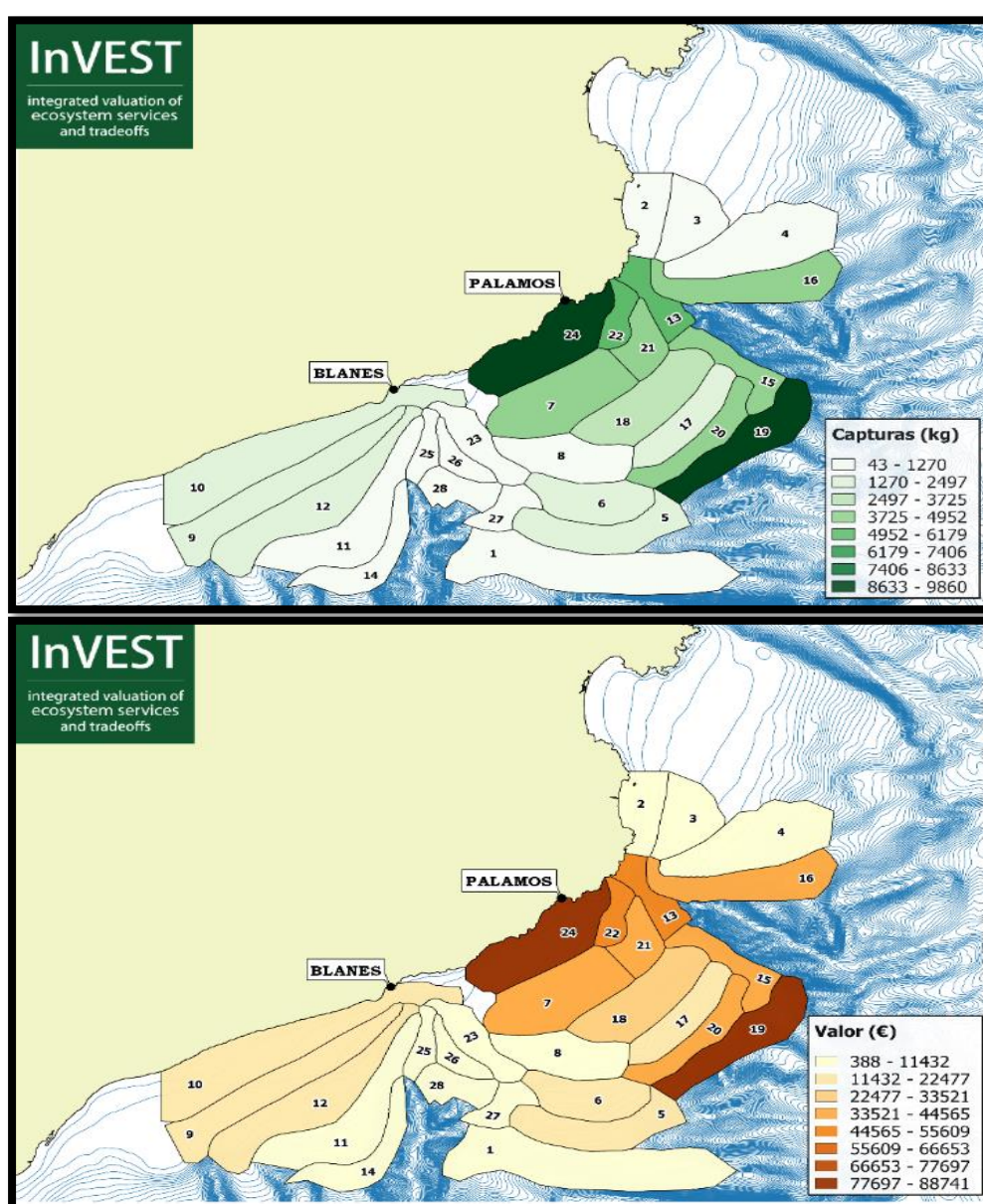


Figura 36: Capturas e importe del escenario de base, R fijo, al final de la simulación

b) Captura resultante de la aplicación de AMPs en diferentes subregiones

En nuestra área de interés, la aplicación del cierre espacial en cualquiera de las áreas seleccionadas como eventual AMP, no afecta las capturas en las demás subregiones fuera de la AMP (Fig.37). Relativamente al escenario 0, solo se marca una disminución de la captura total, en respuesta a la eliminación de la proporción de captura en la AMP en cuestión. Esta disminución de la captura total representa un resultado lógico ya que la aplicación de la AMP no induce ningún aumento de esfuerzo en las demás subregiones (Fracción de explotación fija).

En cuanto a la distribución de abundancia entre subregiones, de mismo que la captura, se incrementa solamente en el caladero cerrado en respuesta a la disponibilidad de más individuos de merluza con la ausencia de la pesca. Por ejemplo, la abundancia aumenta de un 20% al nivel del caladero “Vol de terra” (24) cuando está protegido (paso de 248610 individuos con la pesca a 300911 individuos bajo la AMP).

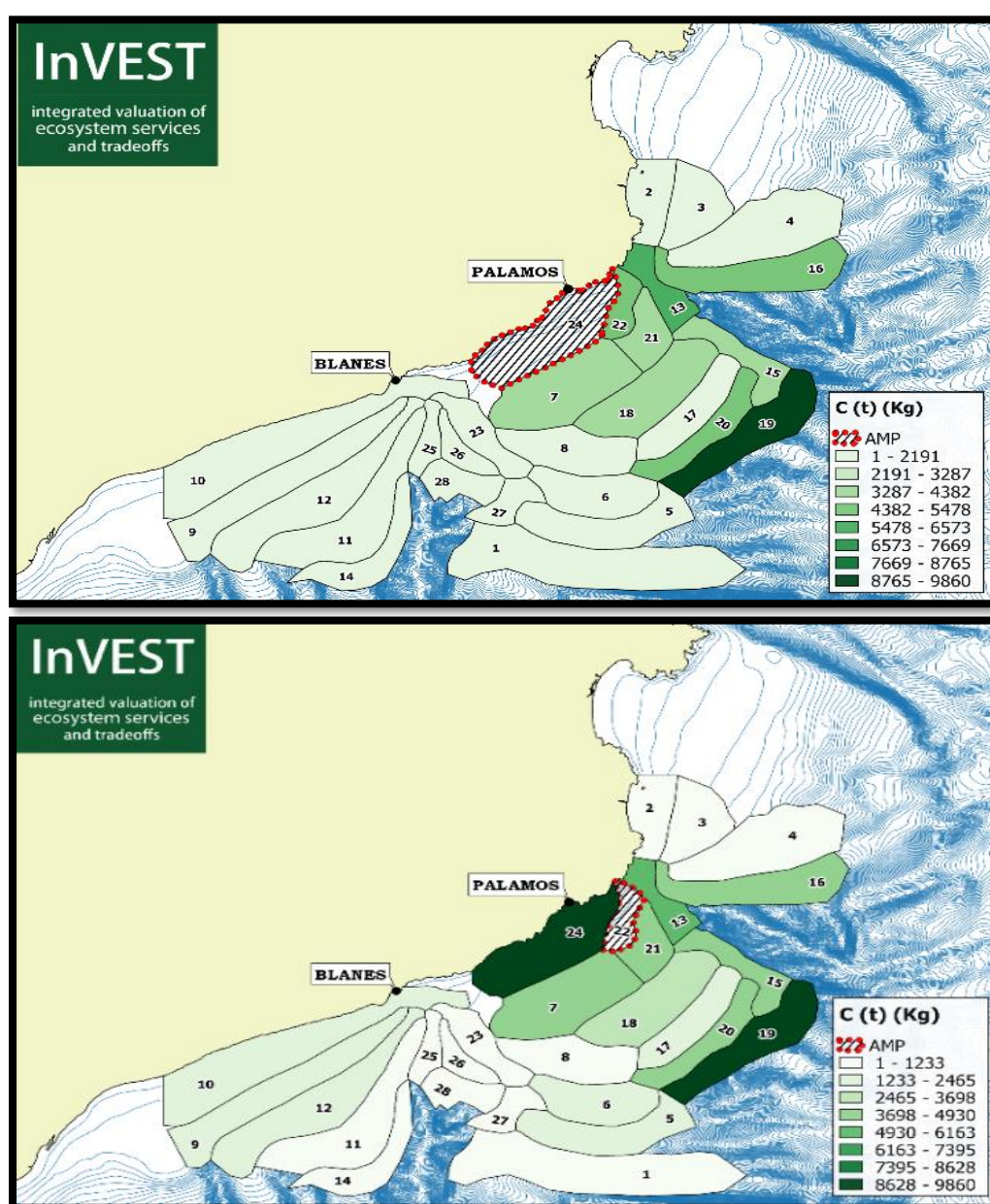


Figura 37: Resultado de la captura bajo las AMP en diferentes caladeros (24 y 22)



Hipótesis 2: Reclutamiento lineal

A diferencia del H1, los resultados del presente asunto (H2) nos permiten considerar el indicador del reclutamiento (R), además de los primeros indicadores (Captura o importe, Abundancia y SSB), y perseguir la evolución de cada uno de estos indicadores a corto, medio y largo plazo. En este caso, la SSB está proporcionada por el programa InVEST.

4.5. Impacto de las alternativas de gestión

4.5.1. Evolución de los indicadores bajo el Escenario 0:

Primeramente, sería importante visualizar la evolución temporal de los diferentes indicadores en la situación inicial. Los resultados del escenario de base muestran una tendencia de aumento de los diferentes indicadores a medio y largo plazo (fig.38).

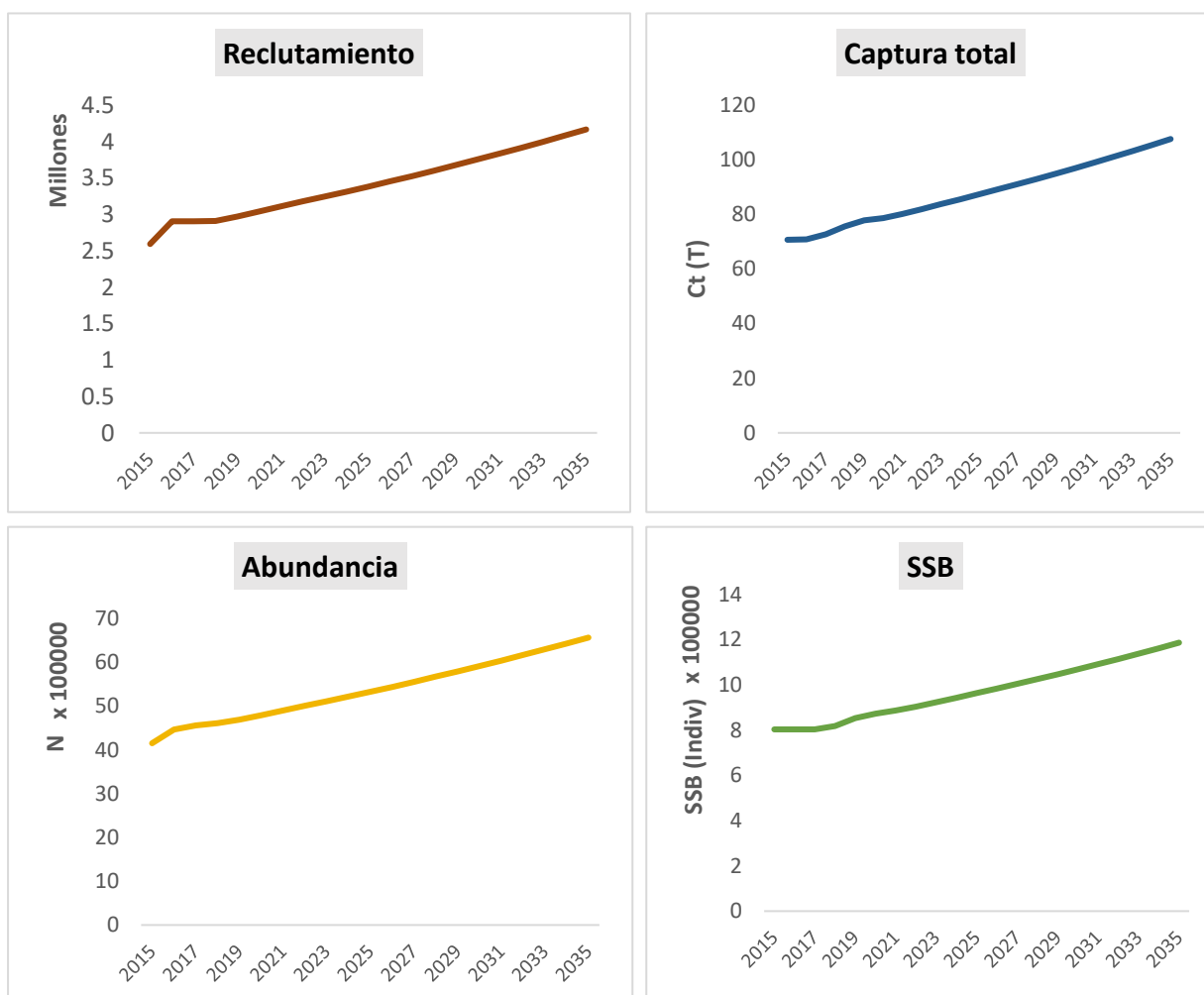


Figura 38: Evolución de los indicadores bajo el Escenario 0, R lineal

El reclutamiento aumenta de 2.5 a 3 millones después del primer año de la simulación, se estabiliza a este valor durante los 4 años siguientes (2016-2019) y a partir del año 2020, aumenta progresivamente hasta 4.17 millones (en 2035). En cuanto a la captura total, parece aumentar a partir de 2017, pasando de 73 t en este año a 82 t en 2022 y 108 t en 2035. La abundancia sigue la misma evolución que el Reclutamiento y pasa de 4 millones el primer año a 5 millones en 2022 y más de 6.5 millones al final de la simulación. Finalmente, la SSB está estable entre 2015-2017 (803 mil individuos) y aumenta a partir del año 2018 pasando de 818 mil individuos a 1.18 millón individuos después de 20 años de proyección.

4.5.2. Distribución de la captura entre subregiones

En cuanto a la distribución de la captura entre las 28 subregiones, se reparten también según el nivel de esfuerzo considerado. Se nota que las capturas son muy importantes en todos los caladeros en respuesta al aumento de la captura total, bajo esta función de reclutamiento. La productividad más alta se registra al nivel de los caladeros 24 y 19 sobrepasando las 20 toneladas al final de la simulación (Fig.39).

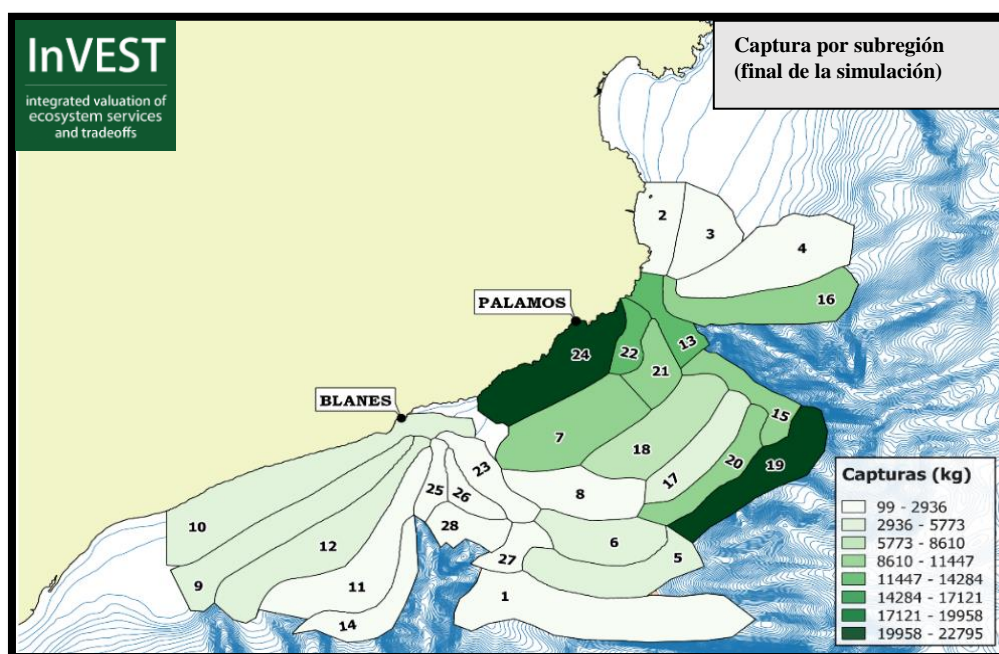


Figura 39: Distribución de la captura entre subregiones, R lineal

4.5.3. Determinación de los principales escenarios de gestión:

La comparación entre los diferentes casos de reducción del esfuerzo de pesca (Tabla 9), muestran que el escenario de reducción C1 es lo que afecta mejor los indicadores biológicos, aquí representados por la abundancia (correlada con SSB y R), que sea a corto, a medio o a largo plazo. También, el C1 conduce a importantes reducciones en la captura en corto y medio plazo en comparación a los demás posibilidades de reducción aplicadas. Sin embargo, a largo plazo, la captura aumenta hasta un 35% que su estado inicial bajo el C1, siendo también el mejor escenario para la captura a largo plazo. Así, se retiene el C1 para presentar los resultados de las simulaciones y compararlas con las simulaciones de la gestión espacial.

Tabla 9: Resultados de la gestión bajo diferentes reducciones en el esfuerzo de pesca, R lineal

Indicador	Año	-10%			-20%			-40%		
		C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
Ct	2015	-5.03	-1.19	-2.39	-10.73	-2.92	-5.02	-24.55	-8.31	-11.54
	2019	-1.91	0.35	-0.93	-4.69	0.29	-2.12	-13.79	-1.58	-5.74
	2024	1.28	1.94	0.56	1.72	3.69	0.88	-1.45	5.95	0.43
	2035	9.52	5.98	4.25	19.28	12.59	8.55	36.85	27.08	17.16
N	2015	0.61	0.34	0.27	1.26	0.72	0.55	2.66	1.55	1.16
	2019	4.85	2.41	2.20	10.12	5.16	4.52	21.97	11.70	9.72
	2024	8.75	4.28	3.94	18.62	9.27	8.15	42.21	21.60	17.91
	2035	17.62	8.43	7.77	39.15	18.67	16.40	97.66	45.91	37.61

Relativamente a los escenarios de gestión espacial, el resultado de la ACP (Fig.40) opone los diferentes escenarios de gestión espacial propuestos. El primer componente explica 80% de la variabilidad total y contrapone los escenarios con impacto positivo sobre la captura (a medio y largo plazo) y la abundancia (a corto y largo plazo), con los escenarios que impactan menos la captura a corto plazo.

Como concluido en H1, se identifican grupos de AMPs con mismo impacto sobre los resultados: A3-A4-A5 con menos impacto negativo sobre la captura a corto plazo, A6-A2 que tienen un impacto positivo sobre la captura a medio y largo plazo y la abundancia, y A1 que tiene el mejor efecto positivo sobre estos indicadores (excepto sobre Cc).

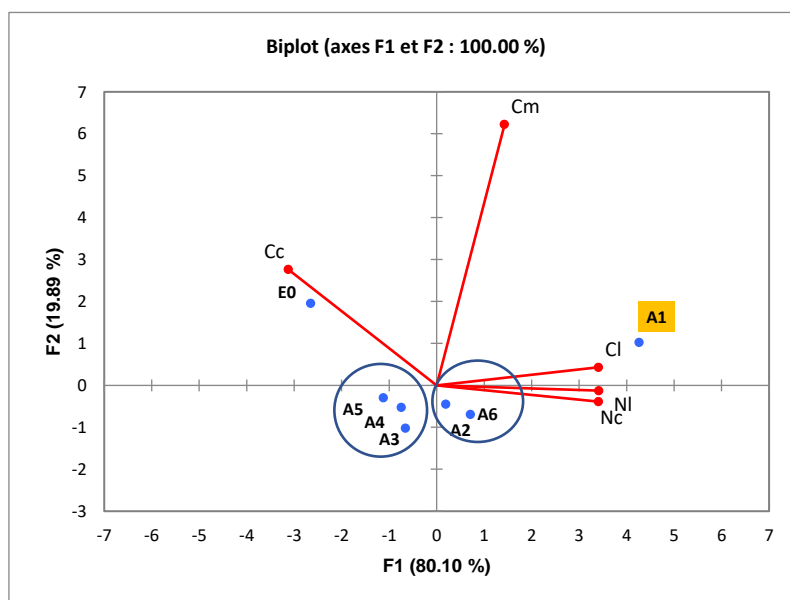


Figura 40: Resultado ACP de la gestión espacial en diferentes subregiones, R lineal. A1: AMP en Vol terra, A2: AMP en L'Avió, A3: AMP en Planassa, A4: AMP en Vol fora, A5: Bravada Dbf, A6: AMP en CuldeRecEIPas

4.5.4. Confrontación de los escenarios de gestión espacial y no espacial

El interés de esta ACP (fig.41), es confrontar los escenarios seleccionados de gestión espacial y de reducción del esfuerzo de pesca en toda el área de estudio a niveles de 10% y 20% bajo la H2. El primer eje factorial de la ACP representa 77% de la variabilidad total y muestra una correlación positiva con la abundancia y la captura a largo y medio plazo, y una correlación negativa con la captura a corto plazo.

El segundo eje factorial tiene una menor contribución (22.51%), y muestra una correlación positiva con los escenarios de reducción del esfuerzo de pesca con menos efecto sobre la captura (a corto, medio y largo plazo) y una correlación negativa con todos los escenarios basados en AMPs que son benéficos para la abundancia y con impacto negativo sobre la captura.

El primer factor muestra que la reducción del 10% del esfuerzo pesquero y los escenarios A2-A3-A6 originan una reducción menos acentuada sobre la captura a corto plazo que los demás escenarios. La reducción del esfuerzo pesquero a un 20% y el escenario A1 son ambos benéficos para la captura a medio y largo plazo e impactan positivamente la abundancia.

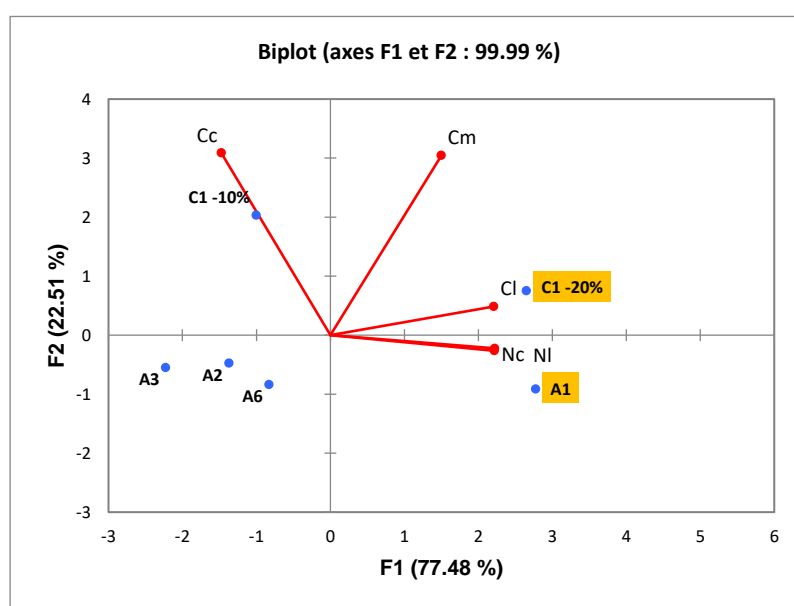


Figura 41: Resultado ACP, gestión espacial y no espacial, R lineal.
A1: AMP en Vol de terra, A2: AMP en L'Avió, A3: AMP en Planassa, A6:
AMP en CuldeRecElPas, C1-10%, C1-20%: Reducciones del esfuerzo a
un 10% y un -20% en toda la zona de estudio

Para apoyar estos resultados, se presenta el impacto de cada escenario de gestión sobre los 4 indicadores (Ct, R, N y SSB) en términos relativos al escenario 0 (figura 42). No representamos en este caso los intervalos de confianza visto la gran sensibilidad de los outputs a la variabilidad en la tasa de crecimiento.

4.6. Presentación de los resultados:

4.6.1. Indicadores a corto, medio y largo plazo

La figura (42), muestra el valor de los diferentes indicadores a corto, medio y largo plazo. Todos los escenarios tienen un impacto positivo sobre los indicadores biológicos (N, SSB y R), sobre todo a largo plazo. Los escenarios 1 (A1) y 6 (-20% E) presentan el mejor impacto a corto, medio y largo plazo. Estos dos escenarios generan un incremento de la abundancia, la SSB y el R hasta el 40% en 20 años de proyección.

La captura se reduce de manera considerable los primeros años (2015,2019) después de la gestión (-12%, -6%) pero se recupera progresivamente bajo los escenarios 1, 5 y 6 a partir de 2024. A largo plazo, la captura va aumentando bajo el escenario 1 y 6 hasta 19% de su nivel inicial. Se concluye sobre el efecto benéfico y semejante de estas dos alternativas de gestión (A1) y 6 (-20% E).



Figura 42: Resultados de los indicadores a corto, medio y largo plazo y en términos relativos al escenario de base, R lineal, Esc1: A1:AMP en Vol de terra, Esc 2: A2: AMP en L'Avió, Esc 3: A3: AMP en Planassa, Esc 4: A6: AMP en CuldeRecElPas, Esc 5: C1-10%, Esc 6: C1-20%.

4.6.2. Distribución espacial de la captura y de la abundancia

(Escenario 1)

Los mapas (Fig.43) muestran la repartición de la captura y de la abundancia de merluza cuando aplicamos una AMP en el caladero N°.24. Para mostrar el efecto del cierre espacial sobre los demás caladeros, se presentan en la tabla a la izquierda, los valores de captura y de abundancia en cada caladero en términos relativos al escenario inicial (sin cierre espacial). Se concluye que, en este caso, la aplicación de la AMP al nivel del caladero 24 implica un aumento de al menos 35% y 39% en la captura y la abundancia (respectivamente) en todos los caladeros, y genera hasta un 66% de aumento en la abundancia del caladero cerrado a la pesca.

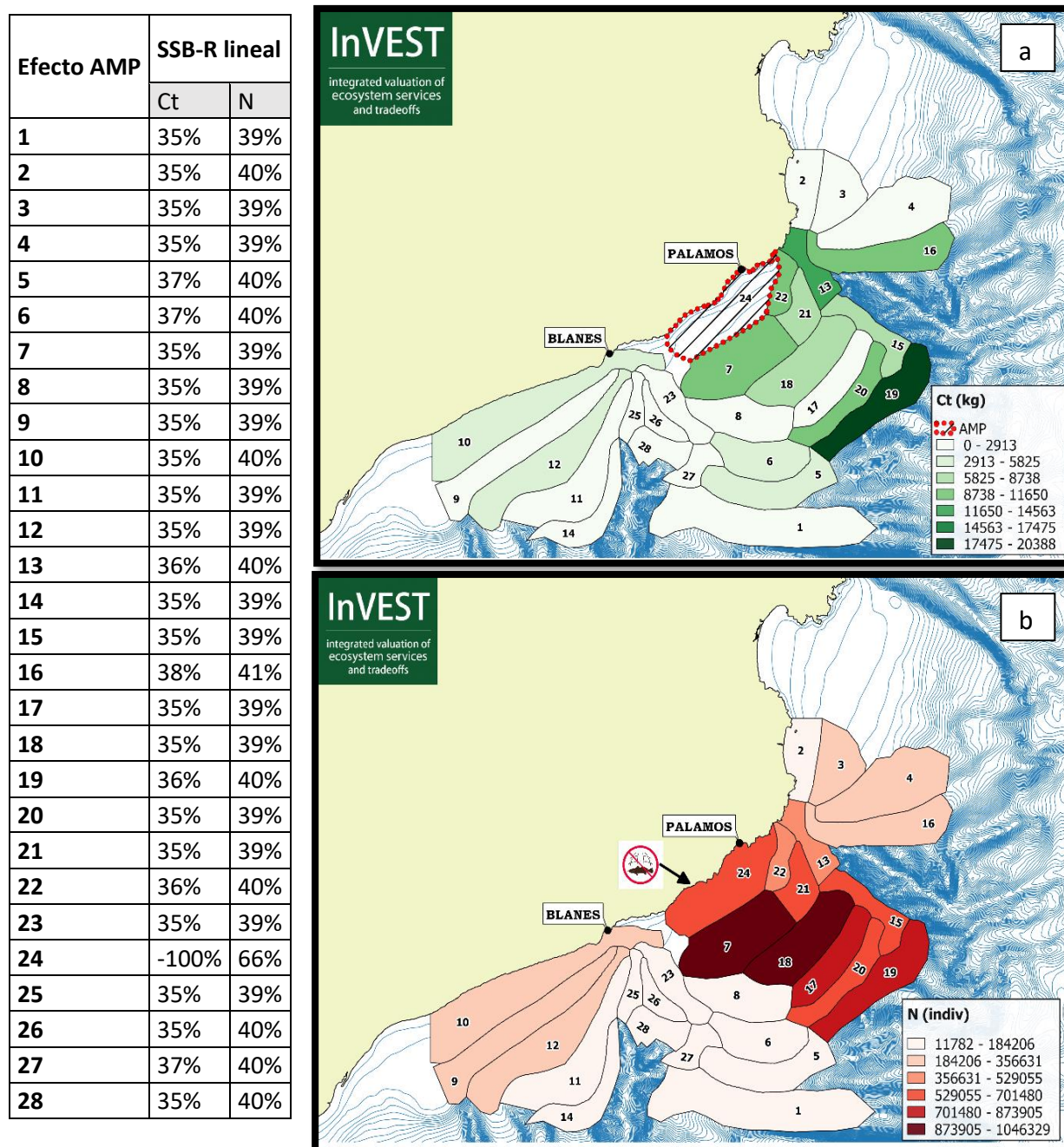


Figura 43: Distribución espacial de la captura (a) y de la abundancia (b) bajo A1 (AMP en Vol de Terra)

ζ Parte III: Resultados de las simulaciones y efecto de la gestión, Modelo con mayor incertidumbre

En esta parte de resultados, se exploran los mismos resultados considerando la migración ontogénica de la merluza. Presentamos la evolución de los diferentes indicadores antes de aplicar ninguna medida de gestión y después de aplicar diferentes alternativas de gestión. Es interesante en este caso, analizar cómo se distribuye la abundancia entre los diferentes caladeros, además de la captura de merluza para visualizar el efecto de la migración sobre la distribución espacial de los individuos.

4.7. Situación sin intervención del gestor

4.7.1. Evolución temporal de los indicadores

La figura (44), muestra la evolución de la captura total (Ct), la Abundancia (N), la SSB y el reclutamiento de merluza (R) en 2015 (año de referencia) y tras 20 años de proyección bajo la hipótesis del reclutamiento constante. La figura (45) muestra la evolución de los mismos indicadores cuando suponemos una relación R-SSB lineal.

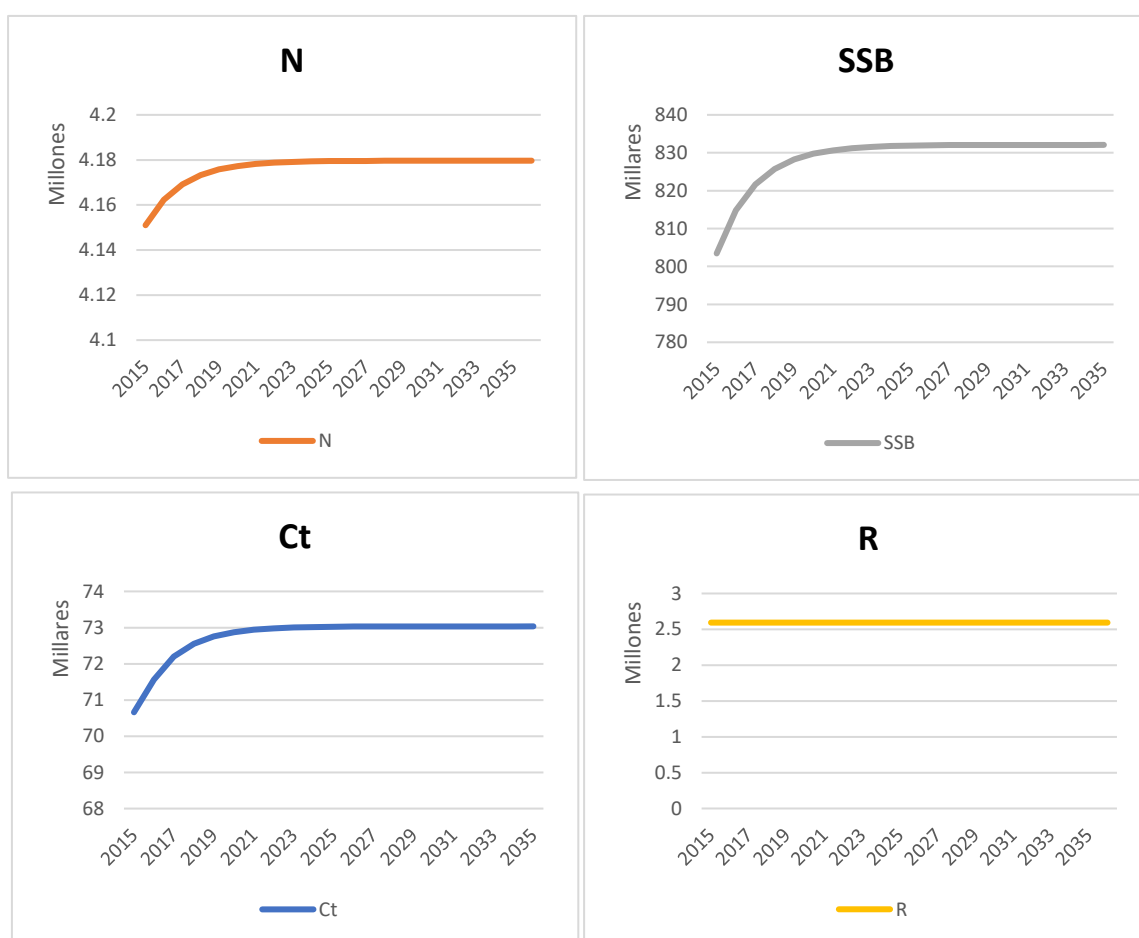


Figura 44: Evolución temporal de los indicadores con el submodelo Migración, R fijo

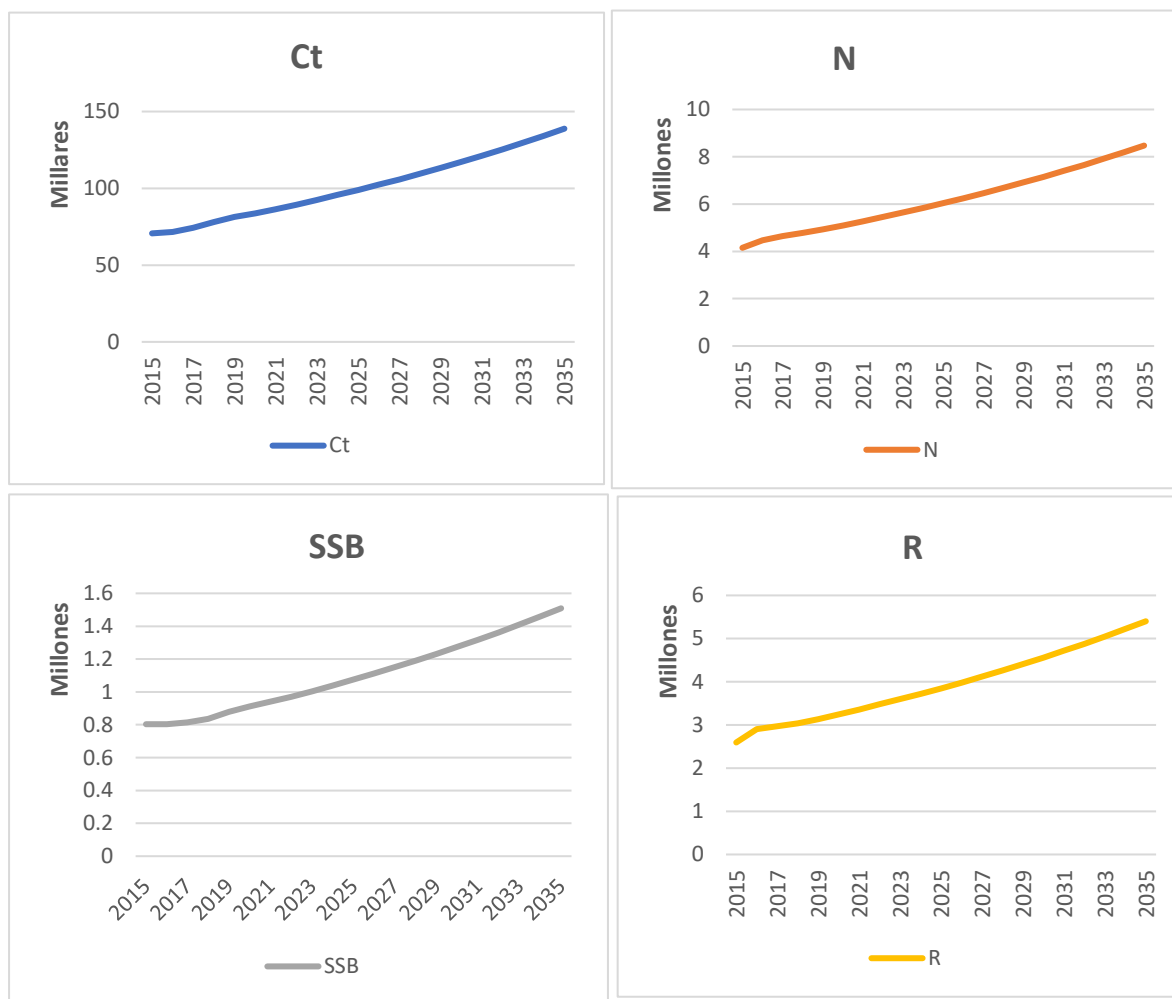


Figura 45: Evolución de los indicadores con el submodelo de migración, R lineal

En el primer caso, todos los indicadores (excepto el Reclutamiento) aumentan progresivamente a partir del año 2015 para estabilizarse 6 años después. La abundancia pasa de 4.15 a 4.18 millones, la SSB se estabiliza a un valor de 831 mil individuos y la captura pasa de 71 t pescadas en 2015 a 73 t los siguientes años.

Por otro lado, la figura (45) muestra una tendencia creciente de los indicadores bajo la hipótesis del reclutamiento lineal, con valores más altos de todos los indicadores, que parecen multiplicarse en 2035 en comparación al año de referencia (2015). La abundancia y la SSB sobrepasan 8 y 1.5 millones individuos respectivamente. La captura llega a 139 toneladas y el reclutamiento pasa de 2.6 a 5.4 millones.

4.7.2. Repartición de la captura en el área de estudio

La figura (46), presenta la repartición de la captura total entre los diferentes caladeros, al final de la simulación en el caso de la H1 (a) y en el último año de proyección (2035) en el caso de la H2 (b).

La captura resultante de cada subregión depende de la distribución del esfuerzo de pesca y es más elevada (en comparación con los primeros resultados) en aquellos caladeros donde ocurre la migración en respuesta al desplazamiento de los individuos de edad 2 a 4 con la profundidad (Tabla 10). De manera general, las capturas más importantes provienen de los caladeros 19, 24, 13 y 16 con volúmenes entre 6 y 10 toneladas (H1) y 11 a 19 toneladas (H2).

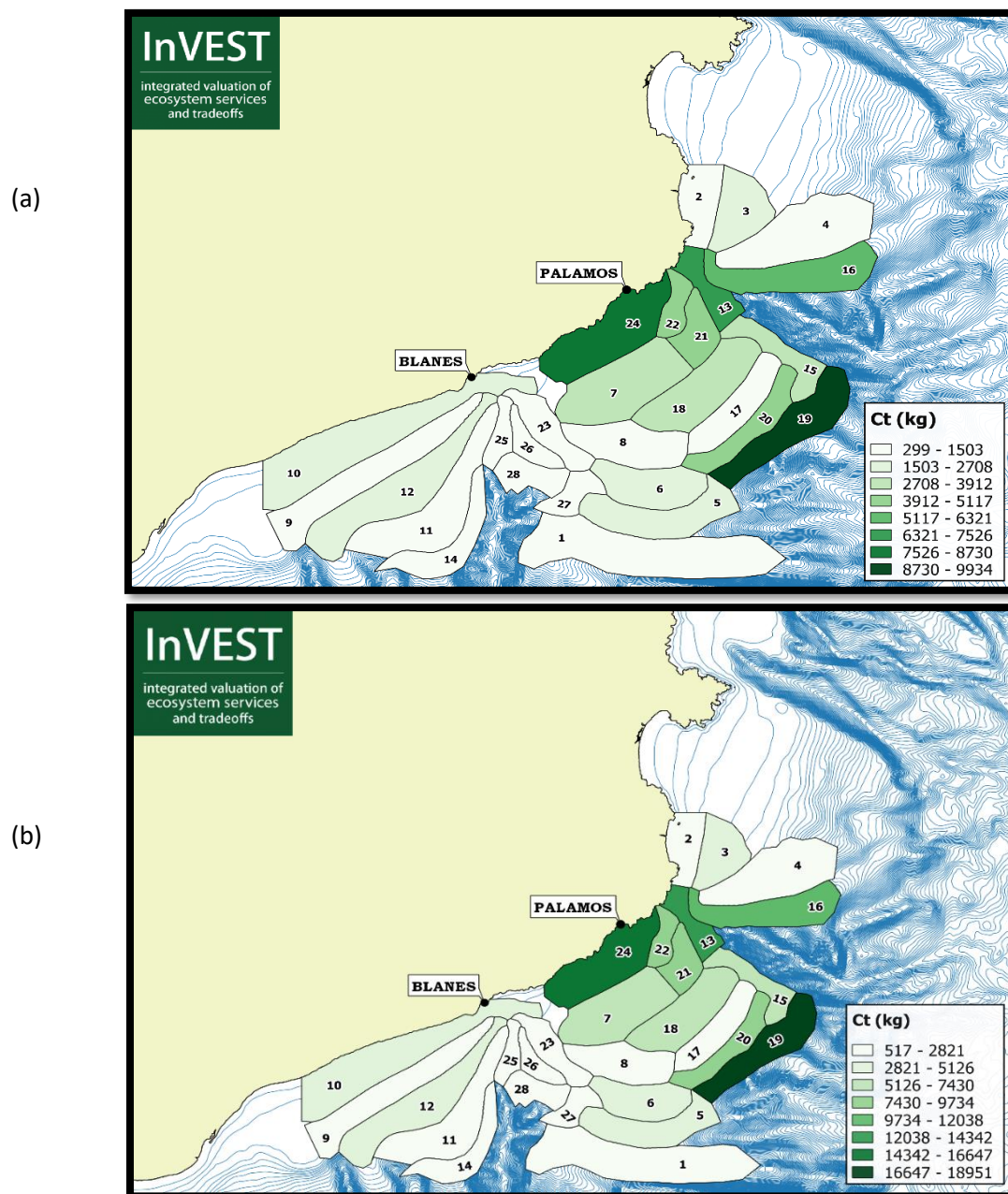


Figura 46: Repartición de la captura en el área de estudio con el modelo Migración
(a: R fijo, b: R lineal)

4.7.3. Mapa de distribución de la abundancia de merluza entre caladeros

Los individuos de merluza se distribuyen diferentemente a lo largo de la zona de estudio. Las figuras a y b (47), muestran que la especie es más abundante en los caladeros alrededor del cañón de Palamós, y menos abundante en los caladeros en torno al cañón de Blanes. En los caladeros 7 y 18, la abundancia es máxima, con más de 455 mil y 925 mil individuos (En H1 y H2 respectivamente). La abundancia elevada bajo la H2, se debe al aumento de la sensibilidad del modelo (los coeficientes de fecundidad) con la integración de los coeficientes de migración.

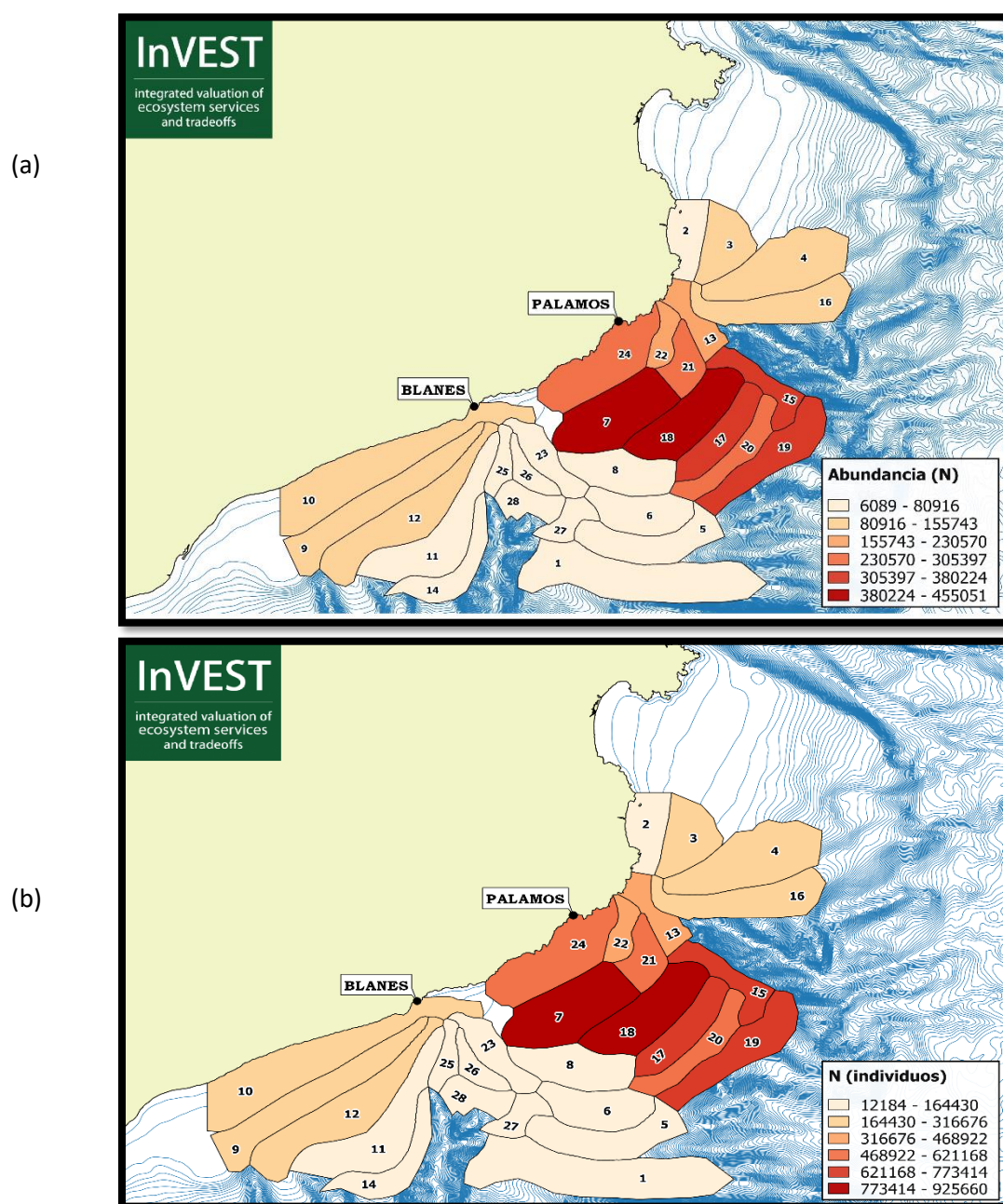


Figura 47: Mapa de distribución de la abundancia de merluza entre caladeros con el submodelo de migración (a: R fijo, b: R lineal)

4.8. Resultado de la aplicación de medidas de gestión

En esta parte, analizamos los resultados de nuestros indicadores proporcionados por InVEST, después de aplicar las diferentes medidas de gestión. Comparamos entre 6 escenarios de cierre espacial en zonas de pesca de poca profundidad (A24, A22, A21, A18, A13 y A7) y 2 escenarios de reducción del esfuerzo pesquero (a 10% y 20%). Se estudia el efecto de las diferentes AMPs en este caso para revelar la influencia de la migración de merluza sobre los primeros resultados que subrayaran la eficacia del cierre del caladero *Vol de terra* (A24) entre los demás caladeros.



Hipótesis 1

4.8.1. Resultado de los diferentes escenarios sobre los indicadores

La figura (48) ilustra los resultados de los indicadores bioeconómicos al final de la simulación, presentados en términos relativos al escenario 0 y asumiendo un reclutamiento constante. La captura total decrece en todos los escenarios en cuestión, hasta más del 10% tras una reducción del esfuerzo pesquero a un 20% y bajo el escenario A24.

El cierre del caladero 13 también afecta de manera considerable la captura reduciéndola hasta un 8.5%. Por otra parte, estos tres escenarios tienen el mejor efecto sobre la abundancia y la SSB de merluza. El cierre del caladero 24 y la reducción al 20% del esfuerzo de pesca mejoran la SSB hasta un 6% con un efecto menos perceptible sobre la abundancia (+1%).

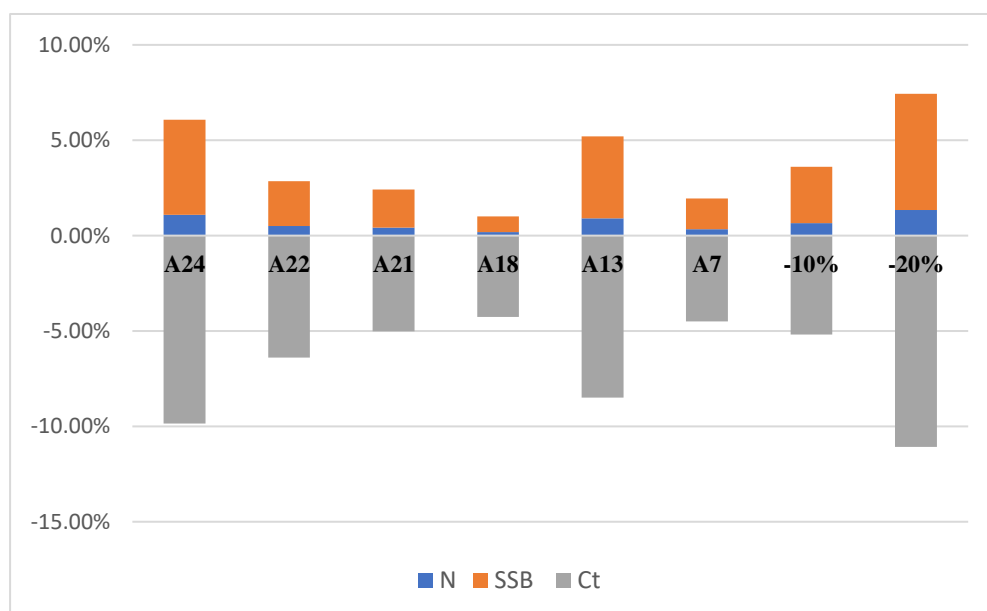


Figura 48: Resultado de los indicadores bajo los escenarios de gestión y en términos relativos al Esc 0, submodelo migración (R constante). Leyenda: N: abundancia; SSB: biomasa reproductora, Ct: captura en toda la zona de estudio. A24: cierre del caladero 24 (Vol de terra), A22: cierre del caladero 22, A21: cierre del caladero 21, A18: cierre dl caladero 18, A13: cierre del caladero 13, A7: cierre del caladero 7, -10%: reducción del esfuerzo a un 10%, -20%: reduccion del esfuerzo a un 20%.

4.8.2. Repartición de la captura y la abundancia entre subregiones (efecto de la AMP 24)

La figura (49) muestra las mapas de distribución de captura y abundancia en toda la area de interes tras el cierre del caladero “Vol de terra”. En este caso, el efecto de esta AMP sobre la captura y la abundancia en los demas caladeros es relativamente bajo (en los caladeros 25,26 y 27) y casi ausente sobre los otros caladeros.

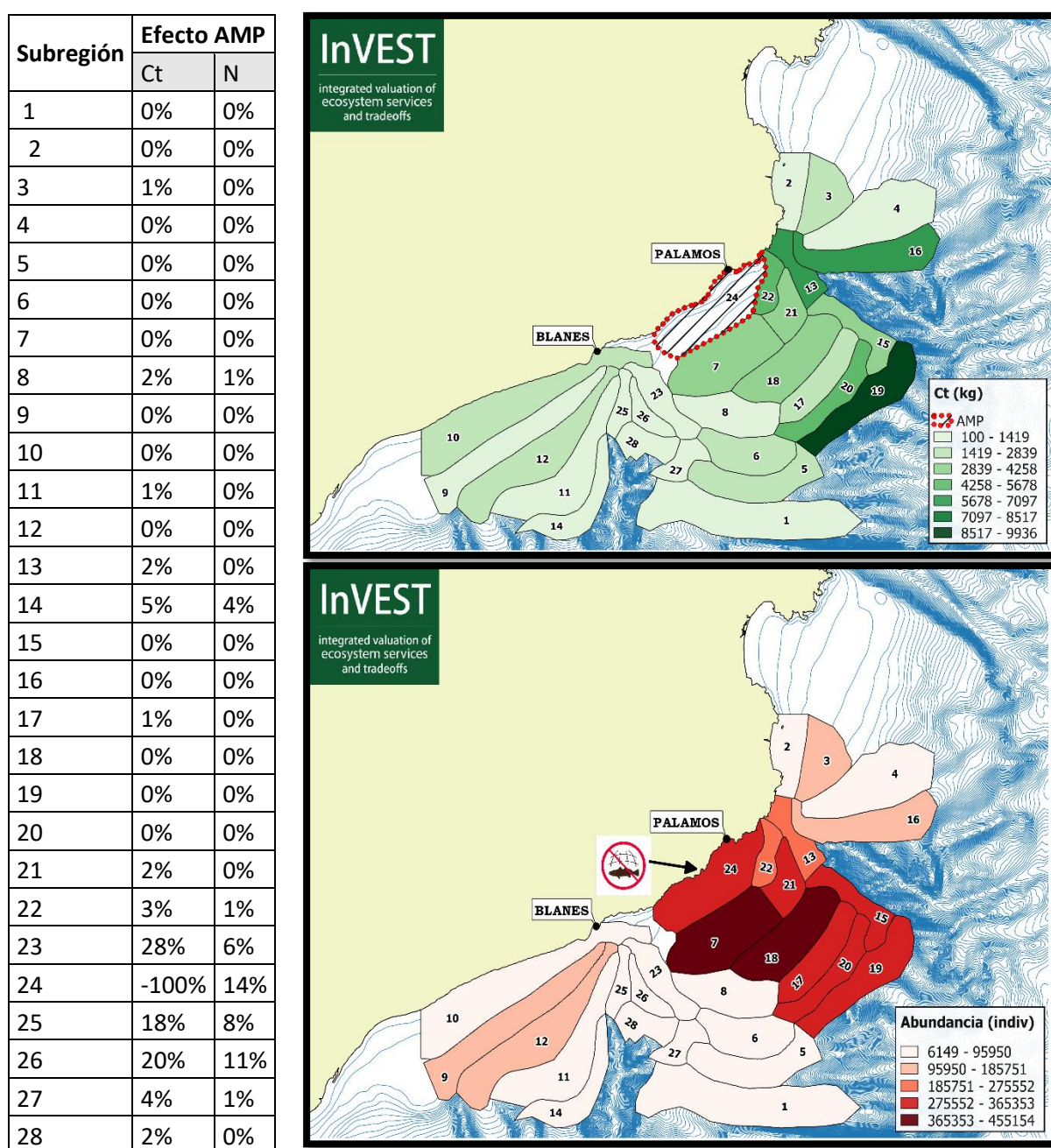


Figura 49: Repartición de la captura y la abundancia entre subregiones, submodelo migración (R fijo)



Hipótesis 2

4.8.3. Impacto sobre el indicador económico: Captura total

La captura responde a los diferentes escenarios de gestión por una disminución importante a corto plazo, sobre todo bajo los escenarios A24 (AMP en Vol de terra) y la reducción del esfuerzo de pesca a un 20%. Sin embargo, a medio y largo plazo, la captura total registra progresivamente un aumento de 5% a 19% según el nivel de disminución del esfuerzo de pesca aplicado y/o el caladero protegido. Entre los demás AMPs, el cierre de los caladeros 13 y 24 tiene el mejor efecto sobre la captura, a medio y largo plazo (Figura 50).

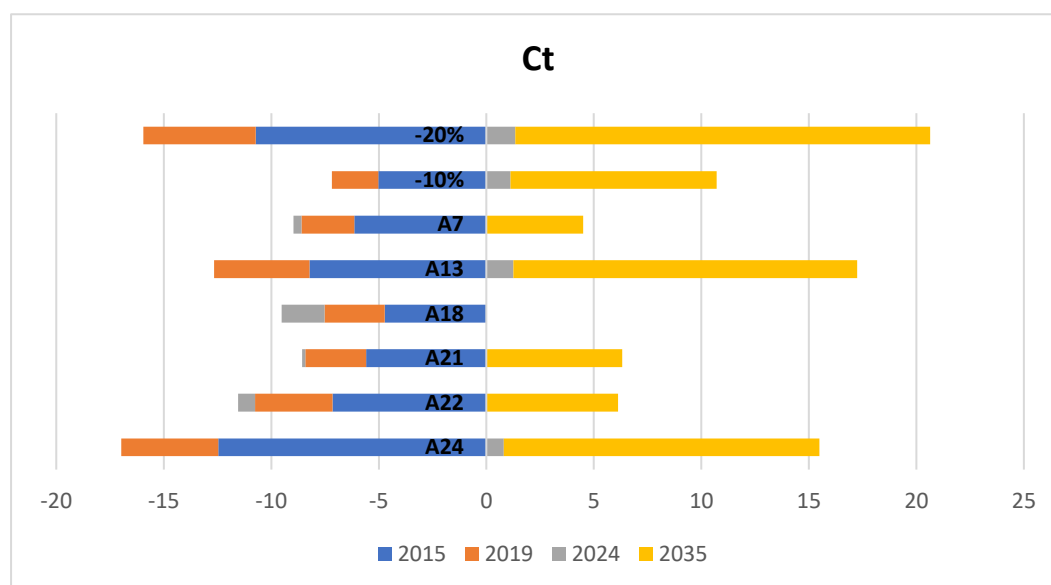


Figura 50: Resultado de la captura total de merluza, en términos relativos al escenario de base (submodelo migración, R lineal), A24: cierre del caladero 24 (Vol de terra), A22: cierre del caladero 22, A21: cierre del caladero 21, A18: cierre dl caladero 18, A13: cierre del caladero 13, A7: cierre del caladero 7, -10%: reducción del esfuerzo a un 10%, -20%: reducción del esfuerzo a un 20%.

4.8.4. Impacto sobre los indicadores biológicos: R, N y SSB

Los diferentes escenarios de gestión tienen un efecto positivo bastante similar sobre todos los indicadores biológicos. Entre los diferentes escenarios de gestión espacial, el cierre de los caladeros 24 y 13 presenta el mayor beneficio para el Reclutamiento, la Abundancia y la SSB. El Reclutamiento, la abundancia y la SSB aumentan de más del 30% a largo plazo bajo los dos escenarios, y el cierre de “**Vol de terra**” tiene el mayor efecto a corto, medio y largo plazo.

Por otra parte, la figura 51, anuncia que la reducción del esfuerzo de pesca a un 20% va mejorando los diferentes indicadores de manera más considerable que los diferentes escenarios de gestión espacial, aquí, su efecto sobrepasa relativamente el impacto del A24 acrecentando a largo plazo todos los indicadores hasta el 40%.

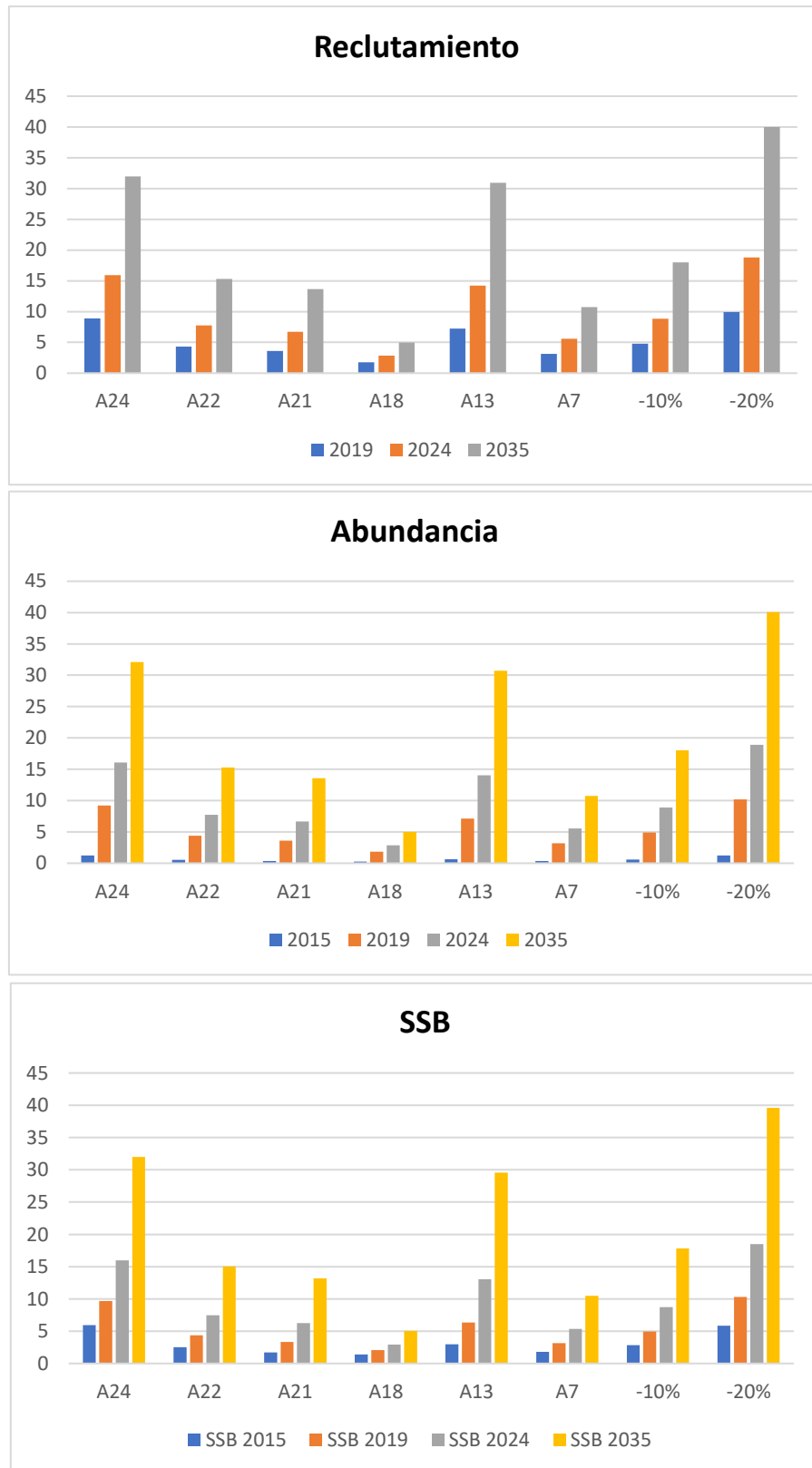


Figura 51: Resultado de los indicadores biológicos de merluza, en términos relativos al escenario de base (submodelo migración, R lineal), A24: cierre del caladero 24 (Vol de terra), A22: cierre del caladero 22, A21: cierre del caladero 21, A18: cierre del caladero 18, A13: cierre del caladero 13, A7: cierre del caladero 7, -10%: reducción del esfuerzo a un 10%, -20%: reducción del esfuerzo a un 20%.

4.8.5.Repartición de la captura y la abundancia entre subregiones:

Presentamos en la figura (52), los mapas de distribución de la captura total y la abundancia entre las diferentes subregiones después de aplicar un área marina protegida en “Vol de terra”. La tabla a la izquierda, ilustra los outputs (captura y abundancia) expresados en términos relativos al escenario de base (sin gestión). A diferencia de los primeros resultados (Reclutamiento constante), que subrayan la ausencia del efecto AMP sobre los demás caladeros, esta tabla muestra un aumento de captura y de abundancia de merluza en todas las subregiones tras la aplicación del cierre espacial en “Vol de terra”.

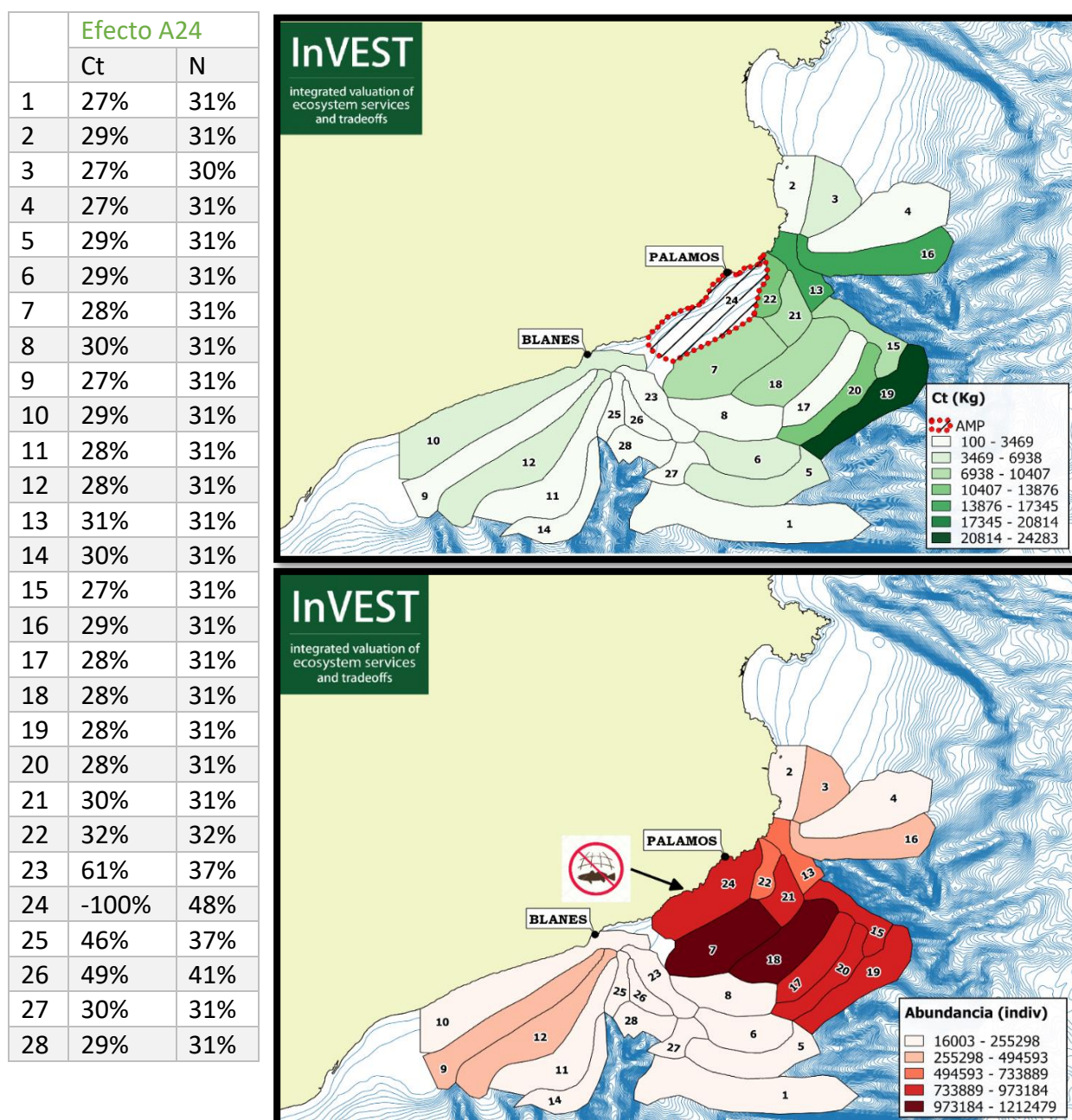


Figura 52: Repartición de la captura y la abundancia entre subregiones con el cierre espacial de “Vol de terra” (Submodelo migración, R lineal)

4.9. Efecto de la migración sobre los resultados

Para evaluar el efecto de la adición de la migración por edad de merluza sobre los resultados, presentamos el resultado de los valores de captura y de abundancia considerando este submodelo en términos relativos a los resultados donde no se integra la migración (Tabla 10). Esto permite evaluar el efecto de la migración en el caso de la pesquería sin introducción de medidas de gestión y tras la aplicación de una AMP en “*Vol de terra*” (Esc 0 y A24).

4.9.1. Reclutamiento constante:

La consideración de la migración de merluza tiene un impacto sobre la distribución inicial de la captura y la abundancia entre las diferentes subregiones. Este efecto es relativamente más importante con el cierre de “*Vol de terra*” que en el estado inicial (Tabla 10). Se nota que la captura y la abundancia varían juntos en algunos caladeros con la variación más notable en las capturas. Las subregiones 14, 26, 25 y 27 y 3 son las donde se nota un aumento importante de la captura y de la abundancia en el caso inicial (+630% Ct y 190% N en el caladero 14). Por otra parte, la captura y la abundancia disminuyen en otros caladeros (2, 7, 10...) fuentes de esta migración, con una disminución máxima de 21% y 5% en la captura y la abundancia (particularmente el Caladero 2).

4.9.2. Reclutamiento lineal

En el caso de esta función de reclutamiento, la variación en la distribución de la captura y de la abundancia es más importante entre subregiones. Casi todos los caladeros aumentan de productividad y de abundancia, particularmente los caladeros 14, 26, 25, 27 y 3. Cuando consideramos el efecto de migración con el cierre del caladero Vol de terra, la tendencia de variabilidad es poco diferente.

La mayor variabilidad de los indicadores con el submodelo migración se nota al nivel de las subregiones en las cuales los coeficientes de migración planteados son más altos. En efecto, según las tablas de migración (Anexo 10), se nota lo siguiente:

- De los individuos de la edad 2, un 5% del caladero 22 migran al caladero 3, un 6% del caladero 7, un 33% del caladero 23 y un 6% del caladero 24 migran al caladero 26.
- Por otro lado, de los individuos de la edad 3, la mitad de los peces se mueve del caladero 10 a los caladeros 9, 12, 25 y 26, un 24% de 23 a 25 y 26 y más de 33% de los individuos en 24 se mueven a diferentes caladeros.
- Finalmente, la merluza de edad 4 es la que realiza importantes migraciones a caladeros más profundos: los individuos migran principalmente del caladero 2 (24%), del caladero 6 (20%), 7 (42%), 8 (28%), 18 (20%), 21 (23%), 23 (66%) y 24 (31%).

Tabla 10: Efecto de la migración sobre los resultados con y sin gestión espacial

Subregión	R fijo				R Fecundidad			
	Escenario 0		AMP 24		Escenario 0		AMP 24	
	Ct	N	Ct	N	Ct	N	Ct	N
1	7%	2%	7%	2%	33%	30%	25%	22%
2	-21%	-5%	-21%	-5%	2%	23%	-3%	15%
3	50%	14%	51%	14%	82%	44%	71%	34%
4	12%	3%	12%	3%	38%	31%	30%	23%
5	7%	1%	7%	1%	34%	30%	26%	21%
6	5%	1%	5%	1%	32%	30%	24%	21%
7	-18%	-4%	-18%	-4%	4%	23%	-1%	16%
8	1%	0%	3%	1%	26%	28%	22%	21%
9	2%	1%	2%	1%	27%	29%	20%	21%
10	-16%	-4%	-16%	-4%	8%	25%	2%	17%
11	5%	1%	6%	1%	31%	30%	24%	22%
12	2%	1%	2%	1%	28%	29%	21%	21%
13	12%	2%	15%	3%	39%	31%	34%	23%
14	593%	178%	630%	190%	696%	223%	671%	205%
15	3%	1%	3%	1%	28%	29%	21%	21%
16	24%	2%	24%	2%	53%	31%	43%	22%
17	6%	2%	7%	2%	32%	30%	25%	22%
18	-5%	-1%	-5%	-1%	19%	27%	13%	19%
19	1%	0%	1%	0%	26%	29%	19%	21%
20	1%	0%	1%	0%	26%	28%	19%	21%
21	0%	0%	1%	0%	25%	28%	20%	21%
22	-4%	-1%	-1%	0%	21%	28%	17%	20%
23	-8%	-2%	18%	4%	17%	26%	39%	24%
24	-9%	-1%	0%	-7%	16%	28%	0%	14%
25	129%	34%	170%	44%	170%	65%	192%	62%
26	404%	84%	502%	105%	498%	122%	560%	125%
27	112%	15%	120%	16%	149%	45%	138%	36%
28	28%	6%	31%	6%	56%	35%	49%	26%

5. Discusión

Este trabajo representa una primera aplicación del modelo InVEST a un caso concreto de una pesquería demersal en el Mediterráneo español. También, es una primera tentativa de pre-evaluar el efecto de la gestión espacial sobre una pesquería sobreexplotada de alto interés para el sector pesquero en Cataluña.

Este estudio nació para ayudar a la toma de decisión en la gestión de esta pesquería y analizar a través de la modelización, el efecto que puede tener la gestión espacial para mejorar la situación actual de esta pesquería, siendo gestionada hasta ahora, por diferentes medidas técnicas (limitación del esfuerzo de pesca, mejora de la selectividad...) excepto medidas de vedas o cierres espacial y temporales. Por otra parte, es un estudio que subraya el interés del enfoque participativo de la pesca a través la implicación de los pescadores en la construcción de los escenarios de gestión evaluados. En el caso de este trabajo, ha sido evaluado la propuesta propia de los pescadores de Blanes y Palamós que se manifestó en el cierre de un caladero de poca profundidad mostrando una alta abundancia de reclutas de merluza, se trata del caladero “Vol de Terra”.

En efecto, a lo largo de este estudio, hemos evaluado el efecto de la aplicación de una AMP al nivel del caladero “Vol de Terra”, que parece representar un hábitat esencial de las reclutas de merluza, junto con otros escenarios de gestión para comparar su eficacia y determinar su eventual efecto sobre diferentes indicadores biológicos (abundancia, SSB, reclutamiento) y económicos de la pesquería (captura o importe).

5.1. Modelo InVEST y calidad de los inputs

Antes de discutir la significancia de nuestros resultados, recordamos que el modelo InVEST ha sido tratado con un nivel de incertidumbre en relación a la calidad y la disponibilidad de información introducida (inputs). InVEST que permite el estudio de una especie y no es multi-específico, requiere datos específicos sobre la biología y la dinámica de población de la especie de interés y datos sobre la actividad pesquera en la zona de estudio (Vulnerabilidad a la pesca, Fracción de explotación) y permite integrar la información necesaria y disponible sobre la pesquería y utilizarla para explorar diversos escenarios de gestión (Sharp et al, 2016).

Una particularidad de este modelo, es que necesita un volumen de datos limitado en comparación a otros modelos espacialmente explícitos: ISIS-Fish (Ifremer, 2007), BEAM 4 (Sparre y Willman, 1993), es decir, que los insumos son en su mayoría accesibles a los científicos, pero pueden representar una limitación cuando pocas investigaciones han sido realizadas sobre la especie en un área de interés concreta o sobre un aspecto determinado (hábitas, crecimiento, dispersión de larvas...). En este estudio, la incertidumbre de los resultados ha sido estudiada a través el análisis de sensibilidad del modelo a los parámetros más inciertos.

El análisis de sensibilidad es un aspecto esencial en la modelización que permite dar más significación a los resultados e interpretarlos con lógica y precaución. Relativamente al análisis de sensibilidad del modelo InVEST, notamos la necesidad de una investigación adicional para integrar una metodología que permite definir los intervalos de confianza directamente en las simulaciones resultantes del modelo, según el parámetro o la combinación de parámetros que se quieren evaluar. Esto permite facilitar la realización del análisis de sensibilidad que no está

incluida en el modelo InVEST bajo la versión actual. Esto exige establecer manualmente muchas ejecuciones del programa cambiando, cada vez, el parámetro incierto estudiado, y representa un esfuerzo manual repetitivo e incómodo.

En el caso concreto de este trabajo, algunos submodelos y parámetros han sido implementados con mucha incertidumbre que los demás. Por una parte, hablamos de la relación R-SSB para la merluza que sigue indeterminada en toda la GSA6 visto la limitación de las series históricas de Reclutamiento y SSB. Así, hemos estudiado dos hipótesis de la función de reclutamiento (constante y lineal), analizando el impacto de cada función asumida sobre los resultados, lo que muestra resultados cualitativamente similares. Por otro lado, los coeficientes de fecundidad planteados en el caso de un Reclutamiento lineal representan una fuente de incertidumbre considerable. En efecto, el análisis de sensibilidad de este parámetro muestra la alta influencia de los resultados por los coeficientes de fecundidad.

Primeramente, no se dispone de estudios científicos sobre la supervivencia y/o la mortalidad diaria de huevos de merluza, y este tipo de estudios es muy limitado por casi todos los peces marinos. En segundo lugar, este submodelo de InVEST (función de fecundidad), es especificado para considerar directamente el número de huevos de la especie estudiada, esto puede no ser lógico en el caso de la merluza u otras especies que presentan una alta fecundidad (capturas ilógicamente altas en respuesta a una alta fecundidad). Así, pensamos que esto representa una limitación de este submodelo a especies con baja fecundidad y pesquerías del océano pacífico y del Golfo de México. En efecto, hasta la fecha, InVEST ha sido aplicado a zonas y especies limitadas: Langosta del Caribe (*Panulirus argus*) en Belice; el Buey del Pacífico (*Metacarcinus magister*) en Canal Hood, Washington; el Cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) y el Camarón blanco (*Litopenaeus setiferus*) en la bahía de Galveston, Texas (Guannel et al., 2014; Toft et al., 2013; Clarke et al., 2013).

También, en relación al submodelo de migración, los coeficientes de migración han sido considerados con incertidumbre debido a la ausencia de estudios de marca-recaptura de la merluza, u otros estudios específicos que estudien el comportamiento migratorio de la especie al nivel de nuestra área de interés o en toda la zona del Mediterráneo catalán. La integración de una matriz de migración en este estudio tiene un efecto más perceptible sobre los resultados, sobre todo, cuando estudiamos los resultados bajo la hipótesis de un reclutamiento lineal. Esto resulta del aumento de la sensibilidad de los resultados adicionando estos coeficientes a los coeficientes de fecundidad. Por eso, hemos analizado el efecto de la migración sobre los resultados en los dos casos de la función de reclutamiento asumida.

Posteriormente, los parámetros de crecimiento y, en consecuencia, la mortalidad natural (resultante del cambio de estos parámetros) afectan en menor medida los resultados que los parámetros anteriores y no cambian las conclusiones generales del trabajo. La incertidumbre de los resultados a estos parámetros ha sido considerada en la representación de los resultados con intervalos de confianza (caso R constante y sin migraciones), pero no ha sido posible representarlas en el caso de la función de reclutamiento lineal visto la alta sensibilidad demostrada. Esta alta sensibilidad no se debe exclusivamente a estos parámetros sino, a la combinación del efecto de estos parámetros con los coeficientes de fecundidad. Notamos que los estudios de marcaje de merluza (de Pontual et al. 2003; 2012; Duval et al, 2010) serán útiles para mejorar el conocimiento sobre la migración, la mortalidad natural y el crecimiento de esta especie.

En cuanto a los demás parámetros considerados en este estudio, todos han sido obtenidos de las fuentes bibliográficas más recientes y/o conseguidos de los datos científicos disponibles hasta la fecha (MEDITS), por lo que su efecto sobre los resultados se estima como muy limitado. Sin embargo, una investigación adicional para aclarar, por ejemplo, la dinámica del reclutamiento de merluza a través de las estaciones al nivel de la zona de estudio permitirá evaluar otros coeficientes de dispersión larvaria entre subregiones, y mejorar la información sobre la distribución de densidad de los individuos de edad 0 (*density hot-spots*) y así, delimitar las zonas de viveros de la especie para una mejor gestión.

5.2. Resultados InVEST: Recapitulación y discusión

Los resultados del presente estudio han sido analizados en dos grandes partes (con o sin aspecto de migración) y bajo dos hipótesis principales (Reclutamiento constante y lineal). Esto nos ha permitido considerar el efecto de los dos submodelos de InVEST planteados con más incertidumbre en la representatividad de los resultados.

En los diferentes casos analizados, se concluye sobre el beneficio de cerrar el caladero “Vol de terra” entre los demás escenarios de AMPs. La aplicación de una AMP en “Vol de terra” parece tener el mejor efecto sobre la abundancia, la SSB y el reclutamiento de merluza. Además, el análisis de los resultados con el reclutamiento lineal nos permite ver el interés de esta AMP a medio y largo plazo y por todos los indicadores incluso la captura total que se va recuperándose con el tiempo (con el aumento importante de la abundancia). Esta función de reclutamiento muestra unos valores más altos de todos los indicadores ya que la evolución temporal de cada indicador es creciente en el tiempo. Por eso, presentamos, cada vez para la comparación de los resultados, los valores de los indicadores en términos relativos al escenario de base.

Por otro lado, se concluye que el efecto benéfico de la AMP “Vol de terra” sobre los indicadores **se mantiene**, cuando consideramos la migración ontogénica de la merluza para las edades 2,3 y 4. En este caso, hemos observado otro caladero (CuldeRecElPas, 13) cuyo cierre puede representar también un interés para la pesquería, con un impacto parecido al impacto de la AMP “Vol de terra”. Además de esto, considerar la migración de merluza implica un cambio en la distribución de la captura y de la abundancia en las diferentes subregiones, con un aumento de captura y/o abundancia en unos caladeros, y una disminución en otros en respuesta a la dirección de desplazamiento de los individuos con la migración (según la profundidad).

En cuanto al efecto de la AMP “Vol de terra” sobre las demás subregiones, con o sin integración de la matriz de migración, se nota un aumento de la captura y de la abundancia (entre 27% y 61% y entre 31% y 66% respectivamente) en todos los demás caladeros, pero únicamente bajo la segunda hipótesis de la función de reclutamiento (fecundidad). Esto puede parecer relacionado al efecto del fenómeno spillover, pero esta hipótesis permanece limitada y tiene que ser científicamente comprobada vía un seguimiento de las capturas y de la abundancia de merluza en el área de estudio después de la implementación de la AMP propuesta.

Además de la particularidad de la AMP “Vol de terra” entre las demás AMPs estudiadas, la segunda conclusión de este trabajo anuncia que el cierre de este caladero equivale una reducción del esfuerzo de pesca de un 20% en toda el área de interés, y esto, visto los efectos similares de los dos escenarios sobre todos los indicadores. Por la parte donde consideramos la migración

de la especie, los resultados revelan que el efecto de esta AMP se acerca bastante del efecto de la reducción del esfuerzo pesquero a un nivel de 20% aunque no son exactamente iguales.

Estas conclusiones que confrontan el efecto de la gestión espacial y no espacial son muy importantes para cuantificar el beneficio de la gestión espacial en nuestra zona de estudio, sobre todo, en el caso de este estudio donde no podemos comparar nuestros resultados en términos relativos a los puntos de referencia biológicos del stock (B_{lim} o F_{msy}) ni siquiera en términos proporcionales a estos puntos en toda la GSA 6.

En efecto, los resultados InVEST no proporcionan la mortalidad por pesca (F) como otros modelos bioeconómicos (MEFISTO, VIT). Esto limita la posibilidad de la comparación de nuestros resultados en InVEST con aquellos del software VIT (como ejemplo), sobre todo que los resultados de SSB y Abundancia se calculan diferentemente en los dos modelos (VIT aplica cada vez la mortalidad por pesca cuando variamos los factores de esfuerzo).

Por otra parte, esta segunda conclusión (AMP //20% reducción del esfuerzo) tiene implicaciones muy importantes para la gestión. Los pescadores de Blanes y Palamós realizan la pesca 5 días a la semana, y una reducción del esfuerzo de pesca al 20% equivale la limitación de sus días de pesca efectivos a 4 días en lugar de 5 días. La parada de la actividad pesquera durante un día afectara a la comunidad de pescadores limitando de manera considerable sus capturas y en consecuencia sus importes.

Finalmente, notamos que la no actividad representa en sí, un problema para los pescadores que están acostumbrados a ejercer esta actividad durante todos los días laborales, sin importar del volumen de capturas. En este contexto, el cierre de un caladero a la pesca, particularmente “Vol de terra”, representa una alternativa ejemplar por el recurso como por los pescadores. Esto genera los mismos impactos positivos sobre la población de merluza en el área considerada sin causar ninguna interrupción de la actividad pesquera en los demás caladeros. Así, los pescadores pueden mantenerse operativos con el mismo número de barcos y los mismos días laborales.

Además, una vez implementado, este tipo de medidas es más fácil de controlar en comparación a las otras medidas de gestión. De esta manera, una medida de gestión que ha sido implementada en colaboración con los pescadores, y bajo su satisfacción, suele ser más fácil de preservar, lo que aumenta su posibilidad de lograr sus objetivos de conservación y de recuperación del stock de merluza actualmente sobreexplotado.

5.3. Representatividad de los resultados en el marco de otros estudios

Ningún estudio previo ha sido implementado al nivel de nuestra zona de estudio para pre-evaluar, a través de la modelización bioeconómica, el efecto de establecer una AMP concreta, o para evaluar el efecto de la gestión espacial sobre la merluza al nivel del Mediterráneo español en el marco de la Evaluación de las Estrategias de gestión (MSE). La mayoría de los estudios que han sido realizados al nivel del Mediterráneo español, se manifiestan por un seguimiento de una AMP efectivamente implementada para comparar la evolución de los indicadores biológicos al nivel del área protegida frente a la situación inicial de la pesquería.

Diferentes modelos bioeconómicos han sido desarrollados para analizar las estrategias de gestión de pesquerías demersales en el Mediterráneo español, particularmente el modelo MEFISTO (Leonart et al., 2003), específicamente desarrollado para incluir las particularidades de las pesquerías multi-específicas de este mar (incluso el modo de retribución según un sistema de reparto). A diferencia de los modelos espacialmente explícitos (como InVEST, BEAM5...), estos modelos, no integran un componente espacial para poder evaluar medidas tales como las AMPs. Por ejemplo, MEFISTO permite estudiar escenarios derivados de 9 tipos de medidas técnicas o económicas como el cambio en la selectividad, la limitación del esfuerzo pesquero (a escala diaria o anual), el cambio en el precio del mercado, el cambio en el precio de gasolina, la introducción de subvenciones... etc.

La aplicación de este modelo bioeconómico a nuestro caso de interés: Pesquería de merluza en el Mediterráneo catalán, ha permitido analizar el comportamiento de esta pesquería bajo tres escenarios de limitación del esfuerzo pesquero (Maynou et al, 2003): La reducción de las horas de pesca/día o la desactivación de los barcos más potentes en la flota de arrastre y/o de palangre. En este caso, el mejor efecto sobre el stock era la reducción de la flota de arrastre, que tiene la mayor importancia y la mayor presión pesquera sobre los juveniles de merluza. Entonces el stock parece ser más sensible a los cambios que afectan a los juveniles. La reducción de la flota de arrastre (parada de la actividad de los tres barcos más potentes), genera al final de la simulación, un aumento importante de la captura total, la biomasa total y la SSB (a un 50%, un 390% y un 500% respectivamente). Por otra parte, se nota que el mejor escenario siempre dependerá de los objetivos esperados de la gestión (maximizar los importes, mantener el potencial laboral o recuperar el stock...).

Un ejemplo concreto de éxito de tales AMPs en el Mediterráneo catalán, es el caso del puerto de Rosas, en la que se aplicó una AMP en un caladero de la plataforma (120-130m), también para proteger los juveniles de merluza. Esta AMP se estableció a partir del año 2014, en el marco del plan de gestión del Golfo de Roses (2014) y en respuesta a la petición del sector de arrastre de Roses. El seguimiento científico de la merluza dentro y fuera del caladero protegido (no publicado), anuncia resultados positivos sobre la abundancia y la biomasa de la especie objetivo y sobre las especies acompañantes confirmando el efecto reserva (ICM, 2015).

Fuera del Mediterráneo español, la pesquería de merluza en el Golfo de Lion (GSA7) (Ifremer, 2011), muestra también una sobreexplotación por una flota mixta, compuesta principalmente de arrastres franceses y españoles pescando individuos pequeños de merluza. Los arrastres españoles contribuyen al 12% en la parte de desembarque de este recurso, mientras que la flota francesa detiene la mayor contribución (88%).

La pre-evaluación de esta pesquería a través de un modelo bioeconómico en construcción (Macher et al., 2010), mostro que, una parada de la actividad pesquera de los arrastres durante un mes parece generar una mejora de la captura y de la SSB, y una disminución del rendimiento global e individual de la flota de arrastres sin alcanzar el objetivo de RMS. Además, este estudio mostró que una reducción del esfuerzo de pesca a un 15% por año durante 4 años permite alcanzar el RMS con más beneficio sobre la captura y la SSB. En ese caso, la reducción del número de arrastres (en lugar de días de pesca), es el único escenario con impacto positivo sobre el rendimiento individual de todos los barcos (arrastres, palangres y otros).

El análisis de una otra pesquería mixta de merluza al nivel del Golfo de Vizcaya mediante una herramienta de simulación **ISIS-Fish** (Ifremer, 2007), permite pre-evaluar el efecto de la gestión espacio-temporal sobre la dinámica de esta pesquería mixta (Drouineau et al., 2006).

La parametrización del modelo **ISIS-Fish** requiere los mismos inputs que InVEST, además de otros parámetros adicionales. En cuanto a los resultados, se concluye que la aplicación de AMPs al nivel de las zonas de viveros de merluza no mejora solamente el stock de merluza, sino también la biomasa total, las capturas, la SSB y el reclutamiento de la segunda especie de interés para esta pesquería. Por otra parte, la aplicación de cierres espacio-temporales para algunos artes de pesca en particular, o la implementación de AMPs al nivel de las zonas de desove parecen tener un efecto limitado.

Finalmente, de mismo que InVEST, también se nota la sensibilidad de los outputs de este modelo (**ISIS-Fish**) a los coeficientes de fecundidad (en el caso de la relación SSB-R lineal), a la mortalidad natural y a los coeficientes de migración. Este estudio subraya el interés de las AMPs implementadas en zonas de viveros de merluza (hábitats de reclutas) y así, apoya a las conclusiones de nuestro trabajo. Además, se sugiere a través de este estudio, que la aplicación de una AMP en nuestra zona de interés puede resultar útil para las demás especies demersales de la pesquería mixta de merluza, lo que no ha sido posible revelar con InVEST visto su particularidad monoespecífica.

5.4. Utilidad de las AMPs en zonas de viveros de merluza en el Mediterráneo

Encima del problema de la sobreexplotación, los riesgos de colapso o depleción de los stocks del Mediterráneo parecen limitados (Caddy, 1999) en razón de la alta resiliencia de estos stocks en comparación a los stocks del atlántico (Leonart 2005). Esto se explica por las altas tasas de explotación de los juveniles contra la baja mortalidad de los adultos con la ocurrencia de las zonas de refugio de los adultos en alta mar. Esta alta mortalidad de los juveniles afecta de manera considerable la productividad y la estructura de la población (Hidalgo et al. 2009).

Dichos stocks se capturan en un tamaño medio más pequeño que el tamaño que produciría el rendimiento máximo y sufren de una alta variabilidad debido a una inestabilidad de la dinámica de poblaciones y una disminución de su capacidad de contrastar las fluctuaciones ambientales (Anderson et al., 2008). Esto puede llevar a una pérdida del potencial reproductivo originando un cambio hacia la maduración en tamaños más pequeños. Por lo tanto, la preservación de la estructura de tamaño de las comunidades es uno de los objetivos del enfoque ecosistémico, y la disponibilidad de más poblaciones 'naturales' cuya estructura se parece lo más posible a la estructura de un stock inexplorado, se entiende cada vez más como una necesidad para una pesca sostenible (Cook 2003, Froese et al., 2008).

Las poblaciones con una correcta estructura de edad están compuestas por individuos de diferentes clases de edad. Estas poblaciones suelen desovar en diferentes lugares y épocas y por lo tanto contribuyen a la capacidad de reproducción del stock que es importante para limitar el efecto de la variabilidad ambiental a corto plazo (Hsieh et al., 2010). Por eso, la reducción de la mortalidad de los juveniles, y la protección de sus hábitats esenciales, particularmente en el Mediterráneo, representa un principal pre-requisito para la sostenibilidad de las pesquerías de arrastre en el futuro (Colloca et al., 2015).

Visto la particularidad multi-específica de las pesquerías mediterráneas, la aplicación de una combinación de herramientas de gestión basadas únicamente en medidas técnicas y en el control

del esfuerzo no han conseguido garantizar la sostenibilidad a largo plazo de las pesquerías o la conservación de hábitats importantes (Colloca et al., 2013; Tudela, 2004). La implementación de medidas de ordenación para proteger las áreas de agregación de los juveniles durante su primer año de vida tiene el potencial de mejorar sustancialmente los presentes patrones de explotación pesquera.

En este contexto, ha sido implementado el Reglamento del Consejo (CE) nº 1967/2006, relativo a las medidas de gestión para la Explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mediterráneo, para la inclusión de aspectos espaciales tales como el establecimiento de zonas protegidas de pesca con el fin de proteger zonas Viveros y / o de desove. Este Reglamento contiene algunas orientaciones para la Conservación del hábitat en el Mar Mediterráneo, prestando especial atención a la protección de los viveros y se basa principalmente en dos supuestos: (1) los peces juveniles son particularmente vulnerables a una pesquería de arrastre de malla fina (Caddy, 1993), especialmente cuando se concentran en zonas de cría, y (2) una reducción de la mortalidad por pesca de peces inmaduros representa un requisito previo fundamental para el desarrollo sostenible de las pesquerías en el sentido de "permitir la reproducción del pez al menos una vez en su vida" (Beverton y Holt, 1957).

Además de los resultados de nuestro estudio, muchos estudios mostraron que el cierre espacial de viveros mediterráneos puede aportar importantes beneficios a la pesca en términos de aumento en la resistencia de la pesca y de mejora de los rendimientos (Apostolaki et al., 2002; Scarcella et al., 2014). Conjuntamente, permitiría un mejor cumplimiento de la obligación de desembarque establecida por la nueva Política Pesquera Europea y una reducción de la alta mortalidad por pesca de los juveniles desmejorando la productividad de los stocks demersales en el Mediterráneo (Colloca et al., 2013; Tsagarakis, 2014).

De hecho, la comprensión de los patrones espaciales en la dinámica de la población es indispensable para proteger los hábitats críticos y garantizar una gestión sostenible de los recursos pesqueros (Berkeley et al., 2004, Caddy, 2000). En el caso concreto de la merluza, tales informaciones sobre los hábitats esenciales para la reproducción de la especie en el Mediterráneo contribuirán a la buena aplicación de la gestión espacial de las pesquerías exigida por la UE y, en particular, a limitar la mortalidad por pesca de los reclutas (Druon et al., 2014).

Para identificar las áreas apropiadas para el cierre contra la pesca, muchos autores han estudiado, a escala regional, la distribución espacial de los juveniles de merluza e identificaron las principales áreas de viveros donde las mayores concentraciones de juveniles permanecen estables a lo largo de los años (Carlucci et al., 2009; Colloca et al., 2015; Fiorentino et al., 2003; Murenu et al., 2010; Tserpes et al., 2008). Otros estudios se basan en el uso del modelo de nicho ecológico (ENM) para el modelado de los viveros potenciales de merluza en el Mar Mediterráneo (Druon et al., 2015).

El estudio de Colloca et al. (2015), proporciona la primera visión integral sobre la distribución y la persistencia temporal de los viveros de 11 especies demersales importantes en el Mar Mediterráneo Europeo, incluso la merluza. En base de este estudio, las áreas de viveros se encontraban principalmente entre 100 y 250 m de profundidad, con una distribución irregular. A lo largo de la costa española se identificaron los viveros más grandes entre el delta del río Ebro y Cabo Nao entre 150 y 250 m de profundidad. En comparación a las demás especies demersales, una baja proporción de viveros de merluza era protegida al nivel del Mediterráneo (únicamente 15.3% contra 66.8% en el caso del salmonete). En este estudio, el tamaño umbral de los reclutas de merluza, osciló entre 8,5 y 14,5 cm de longitud total (TL).

Es conocido que el arrastre tiene un mayor impacto sobre las especies más vulnerables y específicamente, los juveniles. La actividad de arrastres al nivel de las áreas de viveros permanentes se tiene que prohibir para proteger los juveniles contra la pesca (Caddy, 1999). La aplicación de cierres espaciales y temporales parece ser la mejor estrategia de gestión para reducir este impacto sobre los juveniles de merluza, sobre todo, si están acompañadas por un conjunto de mejoras técnicas adoptadas tales como las rejillas, paneles de escape y una promoción de los artes más selectivos y con menor impacto principalmente sobre la plataforma continental (Sacchi, 2008).

6. Conclusiones

Una herramienta espacialmente explícita como InVEST puede resultar muy útil para pre-evaluar las medidas de gestión espacial y elegir entre las mejores alternativas posibles para una pesquería integrando un número limitado de datos no complejos. El presente trabajo ha permitido explorar este modelo para orientar la toma de decisión en la gestión de la pesquería de merluza sobreexplotada al nivel del Mediterráneo, precisamente al nivel de los puertos de Blanes y Palamós.

Al nivel de todo el Mediterráneo, se nota una sobreexplotación de crecimiento en la cual las capturas recaen principalmente sobre los individuos inmaduros. En nuestra zona de estudio, las capturas de merluza son principalmente representados por los individuos de edad 0 y 1. Este cambio en la estructura de capturas en la cual los individuos más grandes se pescan cada vez menos, amenaza la sostenibilidad de esta pesquería, de gran interés para el sector en Cataluña.

La limitación de la pesca de juveniles y la protección de sus hábitats esenciales representa uno de los principales requisitos para limitar la sobreexplotación sobre el stock de merluza al nivel de GSA6, particularmente, y en todo en el Mediterráneo, y permitirá garantizar una pesca de arrastre menos destructiva. Así, la protección de los viveros de merluza parece ser una alternativa urgente y su concretización es primordial.

Al nivel de los puertos de Blanes y Palamós, el sector pesquero es muy consciente del problema y es dispuesto para colaborar en la preservación de este recurso. Además, ha tomado la iniciativa de proponer la introducción de una AMP al nivel de un caladero considerado como el hábitat esencial de reclutas de merluza para proteger los juveniles y promover la pesca de individuos más grandes. La inspiración de los pescadores es el resultado de la tendencia de éxito que muestra la AMP de Rosas, tal que los ha sido reportado por los pescadores vecinos y demostrado por los científicos.

Como primera contribución científica para el estudio de los efectos biológicos y económicos probables de este cierre, este trabajo ha permitido pre-evaluar el efecto de cerrar el caladero “Vol de terra” a través de la modelización de la pesquería con la herramienta (InVEST). Los resultados del estudio coinciden con otras investigaciones subrayando el interés de la gestión espacial y confirman el interés de proteger este caladero para sostener el stock de merluza siendo muy sensible a los cambios que afectan a los juveniles.

En efecto, los resultados de este trabajo permiten sacar dos principales conclusiones:

✚ El cierre del caladero “Vol de terra” representa la mejor alternativa de gestión espacial que sea sobre el stock de merluza o para la recuperación de las capturas a medio y largo plazo, causando un menor efecto sobre el rendimiento de los pescadores a medio plazo.

✚ La aplicación de una AMP al nivel de este caladero equivale una reducción del esfuerzo de pesca a un 20% en toda la zona de estudio. La reducción del esfuerzo pesquero a este nivel tendrá muchos efectos negativos sobre el sector pesquero con una gran dificultad para la concretización y el seguimiento de tales medidas.

Así, la importancia de introducir una medida de AMP a nivel de viveros de merluza ha sido subrayada a través de nuestro estudio. Los resultados anuncian un impacto positivo sobre la abundancia, la SSB, el reclutamiento y las capturas a medio y largo plazo. Los efectos pueden

ser más considerables en la realidad impactando no solamente la merluza, sino también, las demás especies relacionadas a esta pesquería, como ha sido demostrado en otros estudios integrando modelos multi-específicos. Asimismo, la conservación de los hábitats sería un resultado esperado y el efecto reserva generara mejores resultados sobre el stock en las zonas vecinas.

7. Recomendaciones

Aunque la implementación de una AMP puede resultar útil para proteger los juveniles de merluza como de otras especies sobreexplotadas al nivel del Mediterráneo, la particularidad multi-específica de las pesquerías demersales de este mar, exige la diversificación y la complementariedad entre diferentes medidas para una gestión integral sostenible. Así, el mantenimiento de las medidas técnicas de gestión actualmente aplicadas y/o la introducción de unas nuevas medidas según los objetivos de gestión puede mejorar el estado de la pesquería después de la introducción del cierre espacial en “Vol de terra”, planeado por 2018.

En general, la falta de comunicación entre los tres grupos principales de partes interesadas en el sector pesquero (gestores, pescadores y científicos) es el mayor reto para una gestión eficaz. La cogestión se ve cada vez más como la estrategia clave para lograr los objetivos de una gestión sostenible, y la implicación del sector pesquero en las etapas siguientes de la introducción de la AMP en “Vol de Terra”, que sea para el control, el seguimiento o la divulgación de los informes científicos de evaluación permitirá el éxito de esta medida.

Por otra parte, algunas mejoras en el modelo InVEST y en la calidad de los datos disponibles que integran un nivel de incertidumbre es bastante recomendable.

Así, proponemos las siguientes recomendaciones:

Permitir la proyección estocástica además de la proyección determinista en las simulaciones InVEST. Es necesario que cualquier modelo incluye un componente para el análisis de sensibilidad de los parámetros para tener en cuenta la incertidumbre de los parámetros estimados. Este análisis debe ser fácilmente y directamente representada en los resultados cuando el usuario lo elige.

- Adaptar el submodelo “valoración” en InVEST a las especies cuyo valor comercial depende de la talla y del origen de la captura en lugar de requerir un precio fijo/unidad. Esto va a permitir de conseguir importes más realistas en el caso de la merluza.
- Mejorar las líneas de investigación sobre la migración de merluza a lo largo del litoral catalán a través de estudios de marca-recaptura que serían útiles para entender mejor la dinámica de población de esta especie.
- Estudiar mejor la relación entre el reclutamiento y la SSB de merluza al nivel de GSA 6, para unificar las hipótesis relativas a la función de reclutamiento de esta especie en los demás estudios de modelización bioeconómica.
- La investigación sobre las dependencias de la merluza a hábitats determinados va permitir de integrar este aspecto en InVEST y por supuesto en los resultados.
- Además de la explicitad espacial, la explicitad temporal, permitirá mejorar la representatividad y la interpretación de los resultados InVEST para sacar recomendaciones de gestión más específicas (vedas espacio-temporales).

8. Bibliografía

- A'mar, Z. T., André E. Punt, & Martin W. Dorn. (2008). The Management Strategy Evaluation Approach and the Fishery for Walleye Pollock in the Gulf of Alaska. En Z. A'mar, & al., *Resiliency of Gadid Stocks to Fishing and Climate Change* (págs. 317-346). Alaska Sea Grant College Program.
- Abdul Malak, D., & al. (2011). *Aperçu du statut de conservation des poissons marins présents en mer Méditerranée*. UICN.
- Abella, A., Fabrizio Serena, & Michela Ria. (2005). Distributional response to variations in abundance over spatial and temporal scales for juveniles of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Western Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 295–310.
- Abella, J., F. Caddy, & Serena. (1997). Do natural mortality and availability decline with age? An alternative yield paradigm for juvenile fisheries, illustrated by the hake *Merluccius merluccius* fishery in the Mediterranean. *Aquatic Living Resources*, 257-269.
- Abelló, P., & al. (2002). Geographical patterns in abundance and population structure of *Nephrops norvegicus* and *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Decapoda) along the European Mediterranean coasts. *Sci. Mar*, 66 (Supl. 2): 125-141.
- Álvarez, C. (2011). *Edad y crecimiento de la merluza europea del Noroeste de la Península Ibérica: Evolución de un paradigma*. Universidad de Vigo: Tesis Doctoral.
- Álvarez, P., & al. (2001). Spatial and temporal distribution of European hake, *Merluccius merluccius* (L.), eggs and larvae in relation to hydrographical conditions in the Bay of Biscay. *Fisheries Research*, 50, 111–128.
- Álvarez, P., & al. (2004). Distribution and abundance of European hake *Merluccius merluccius* (L.), eggs and larvae in the North East Atlantic waters in 1995 and 1998 in relation to hydrographic conditions. *JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH*, 811–826.
- Anderson, C. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature*, 452: 835–839.
- Apostolaki, & al. (2002). Modelling the effects of establishing a marine reserve for mobile species. *an. J. Fish. Aquat. Sci*, 59 (3) (2002), pp. 405-415.
- Arkema, K., & al. (2015). Embedding ecosystem services in coastal planning leads to better outcomes for people and nature. *PNAS*.
- Arnau, P. (2000). *Aspectos de la variabilidad de mesoescala de la circulación marina en la plataforma continental catalana*, Ph.D. thesis. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain.
- Asche, F., & Guillen, J. (2012). The importance of fishing method, gear and origin: The Spanish hake market. *Marine Policy*, 36: 365-369.
- Bailey, K., & Houde, E. (1989). Predation on eggs and larvae of marine fishes and the recruitment problem. *Adv mar. Biol*, 26: 1-83.
- Bartolino, & al. (2008). Bathymetric preferences of juvenile European hake (*Merluccius merluccius*). *ICES Journal of Marine Science*, 963–969.
- Beaugrand, G., & al. (2002). Reorganization of North Atlantic Marine Copepod Biodiversity and Climate. *Science*, 296: 1692-1694.

- Bethke, E. (2004). A simple general approach to cod end selectivity of trawls and its application to the data of for Hake (*Merluccius merluccius*). . *Fisheries Research*, 70, 113–119.
- BIOMEX. (2005). *Assessment of Biomass Export from marine protected areas & its impacts on fisheries in the western Mediterranean Sea. Final report*.
- Bohnsack , J. (1992). Reef resource habitat protection: the forgotten factor. *Marine Recreational Fisheries*, 14: 117-129.
- Bohnsack, J. (1990). The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the US southern Atlantic. . *NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFC* , 261: 1–40.
- Bozzano, A., Sarda, F., & Ríos, J. (2005). Vertical distribution and feeding patterns of the juvenile European hake, *Merluccius merluccius* in the NW Mediterranean. *Fisheries Research* , 73, 29–36.
- Caddy, J. F. (1999). Fisheries management in twenty-first century: will new paradigms apply? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9: 1-43.
- Caddy, J. F. (2015). Criteria for sustainable fisheries on juveniles illustrated for Mediterranean hake: control the juvenile harvest, and safeguard spawning refugia to rebuild population fecundity. *Scientia Marina*, págs. 1-13.
- Caddy, S. (1993). Towards a comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Reviews in Fisheries Science* , 1(1): 57-95.
- Cardinale, M., & al. (2013). Rebuilding EU fish stocks and fisheries, a process under way? *Marine Policy*, 39: 43–52.
- Carlucci, R. (2009). Nursery areas of red mullet (*Mullus barbatus*), hake (*Merluccius merluccius*) and deep-water rose shrimp (*Parapenaeus longirostris*) in the Eastern-Central Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 83, 529–538.
- Carpentieri, & al. (2005). Feeding habits of European hake (*Merluccius merluccius*) in the central Mediterranean Sea. *Fishery Bulletin*.
- CE. (2008). *European Commission, Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive)*.
- CGPM. (1995). *Report of the third technical consultation on stock assessment in the central Mediterranean*.
- CGPM. (2009). *Création d'une zone de pêche réglementée dans le golfe du Lion*.
- CGPM. (2015). *Report of the Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (WGSAD)*.
- Clarke, C., & al. (2013). Belize Integrated Coastal Zone Management Plan. Coastal Zone Management Authority and Institute, Belize City. 423 p.
- Colloca, & al. (2013). Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *FISH AND FISHERIES*, 89–109.
- Colloca, & al. (2015). The Seascape of Demersal Fish Nursery Areas in the North Mediterranean Sea, a First Step Towards the Implementation of Spatial Planning for Trawl Fisheries. *PLOS ONE*.
- Commission, C. E. (2008b). La gestión de la pesca en el Mar Mediterráneo. *Pesca y acuicultura en Europa*(39), 1-12.

- Cook, R. (2003). The magnitude and impact of by-catch mortality by fishing gear. In M. Sinclair & G. Valdimarsson, eds. *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, pp. 41-46. Rome, Italy, and Wallingford, UK. FAO and CAB International.
- Daan, N. (1981). Comparison of estimates of egg production on the Southern Bight cod stock from plankton surveys and market statistics. . In Dickey-Collas et al. (2003), *Plaice egg mortality: can we determine survivorship?* *Journal of Sea Research* (50): 211 – 225.
- De Pontual, & al. (2003). A pilot tagging experiment on European hake (*Merluccius merluccius*): methodology and preliminary results. *ICES Journal of Marine Science*, 1318–1327.
- De Pontual, & al. (2006). Evidence of underestimation of European hake growth in the Bay of Biscay, and its relationship with bias in the agreed method of age estimation. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1674-1681.
- De Pontual, & al. (2012). Diel vertical migration of European hake *Merluccius merluccius* and associated temperature histories: insights from a pilot data-storage tagging (DST) experiment. *Journal of Fish Biology*, 728–734.
- Despoti, S., & Stergiou, K. (2013). *Fecundity of fishes: a review. p.62-66 In: More Fish and More. Stergiou, K.I., Bobori, D., Tsikliras, A.C. (Eds). Aristotle University of Thessaloniki. Thessaloniki, Greece.*
- Drouineau, & al. (2010). A length-structured spatially explicit model for estimating hake growth and migration rates. *ICES Journal of Marine Science*, 1697–1709.
- Drouineau, H. (2006). Assessing the impact of different management options using ISIS-Fish: the French *Merluccius merluccius* – *Nephrops norvegicus* mixed fishery of the Bay of Biscay. *Aquatic Living Resources*, 15–29.
- Druon, & al. (2015). Modelling of European hake nurseries in the Mediterranean Sea: An ecological niche approach. *Progress in Oceanography*, 188–204.
- Duarte, C., & al. (1999). The Mediterranean climate as a template for Mediterranean marine ecosystems: the example of the northeast Spanish littoral. *Progress in Oceanography*, 44, 245–270.
- Durieux, B. (2011). *Variabilité de paramètres biologiques du merlu dans le Golfe du Lion : effets indirects de la pêche*. Marseille.
- Duval. (2010). Growth of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Gulf of Lions based on conventional tagging. *ICES Journal of Marine Science*, 62–70.
- Estrada, M. (1996). Primary production in the northwestern Mediterranean. *Sci. Mar*, 60 (Suppl. 2), 55–64.
- EUMOFA. (2015). *The EU fish market*.
- Eva E Plaganyi y al. (2011). Multispecies fisheries management and conservation: tactical applications using models of intermediate complexity. *F I SH and F I SHERI E S*, 1-22.
- EVOMED. (2011). *The 20th Century evolution of Mediterranean exploited demersal resources under increasing fishing disturbance and environmental change. draft Final Report. Draft Final Report. Part 1 and Part 2*.
- FAO. (1995). *Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. FAO Fisheries Technical Paper. No. 350, Part 1*. Rome, FAO. 52 p.

- FAO. (2003). *La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. FAO Orientaciones técnicas para la pesca responsable. No.4, Supl. 2.* Roma, FAO 2003. 133 pp.
- FAO. (2007). *Models for an ecosystem approach to fisheries.* Rome: FAO Fisheries technical paper (477).
- FAO. (2008). *Fisheries Management. 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.1 Best practices in ecosystem modelling for informing an ecosystem approach to fisheries.* Rome: FAO TECHNICAL GUIDELINES FOR RESPONSIBLE FISHERIES (4) Suppl. 2 Add.1.
- FAO. (2010). *Gestion des pêches. 2. L'approche écosystémique des pêches. .* Rome: FAO Directives techniques pour une pêche responsable, 4 (Supl. 2, Add. 2).
- FAO. (2012). *LA ORDENACIÓN PESQUERA 4. Las áreas marinas protegidas y la pesca. FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. N.º 4, Supl. 4.,* Roma.
- FAO. (2015). *Enfoque ecosistémico pesquero. Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pequeña escala de América Latina.* Roma: FAO. Documento técnico de pesca y acuicultura (592).
- FAO. (2016). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Versión completa.* Roma: I5798ES/2/01.17.
- Fiksen, Ø., & al. (2007). Linking behavioural ecology and oceanography: larval behaviour determines growth, mortality and dispersal. *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 347: 195–205.
- Fiorentino, F., & al. (2003). Spatio-temporal distribution of recruits (0 group) of *Merluccius merluccius* and *Phycis blennoides* (Pisces, Gadiformes) in the Strait of Sicily (Central Mediterranean), in: *Migrations and Dispersal of Marine Organisms.* Springer. pp. 223–236.
- Fives, J., & al. (2001). The distribution and abundance of larval mackerel, *Scomber scombrus* L., horse mackerel, *Trachurus trachurus* (L.), *Merluccius merluccius* (L.), and blue whiting, *Micromesistius poutassou* in the Celtic Sea and west of Ireland during years, 1986, 1989 and 1992. *Fisheries Research* , 50, no. 1–2, 17–26.
- Font, J., & al. (1988). Permanent features of the circulation in the Catalan Sea. In: *Pelagic Mediterranean oceanography*, H.J. Minas and P. Nival eds. *Oceanologica Acta* vol. sp. 9, 51-57. .
- Font, J., & al. (2007). Sequence of hydrographic changes in NW Mediterranean deep water due to the exceptional winter of 2005. *Sci. Mar* , 71(2), 339–346.
- Fortier, L., & Harris, R. (1989). Optimal foraging and density-dependent competition in marine fish larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 51:19–33.
- Froese, R., & al. (2008). Size matters: how single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research*, 92, 231–241.
- Froese, R., & Pauly, D. (Mayo de 2017). *Fishbase.* Obtenido de <http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?ID=30&AT=hake>
- Gabriel, C., & al. (2012). *The Status of Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea. MedPAN & RAC/SPA.* MedPAN Collection. 256 pp.
- García-Rodríguez, M., & Esteban, A. (2002). How fast does hake grow? A study on the Mediterranean hake (*Merluccius merluccius* L.) comparing whole otoliths readings and length frequency distributions data. *SCIENTIA MARINA*, 66 (2): 145-156.

- Generalidad de Cataluña. (2016). *Estadísticas de pesca y acuicultura de la Generalidad de Cataluña*. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació. Obtenido de <http://agricultura.gencat.cat/ca/ambits/pesca/>
- Goñi, R. (2000). Fisheries effects on ecosystems: an overview. In *Seas at the millenium*. C. Shepherd (Ed.) Elsevier Science Ltd., Vol. III, 117-133.
- Goñi, R., & al. (2004). Recruitment indices of European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus 1758), in the Northwest Mediterranean based on landings from bottom-trawl multispecies fisheries. *ICES Journal of Marine Science* , 61, 760-773.
- Granata , T., & al. (2004). Evidence for enhanced primary production resulting from relative vorticity induced upwelling in the Catalan Current. *Sci. Mar*, 68(S1), 113–119.
- Greenpeace. (1995). *Propuesta para un Convenio de pesca en el Mediterráneo*.
- Grote , B., & al. (2007). Early life-history strategy of Cape hake in the Benguela upwelling region. *Fisheries Research*, 86: 179-1 87.
- Guannel, G., & al. (2014). Changes in the delivery of ecosystem services in Galveston Bay, TX, under a sea-level rise scenario.
- Gucu, A. C., & F. Bingel. (2011). Hake, *Merluccius merluccius* L., in the northeastern Mediterranean Sea: a case of disappearance. *Journal of Applied Ichthyology*.
- Guidetti, P., & al. (2014). Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PLoS One*.
- Hidalgo, M., & al. (2009). A shift in a hake (*Merluccius merluccius*) population of the NW Mediterranean induced by a combined effect of climate and fishery harvesting. *ICES CM* .
- Holland, D. S. (2010). Management Strategy Evaluation and Management Procedures: Tools for Rebuilding and Sustaining Fisheries. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers*(25), 1-49.
- Hsieh , H., & al. (2010). Influence of hydrographic features on larval fish distribution during the south-westerly monsoon in the waters of Taiwan, western North Pacific Ocean. *J. Fish Biol*, 76, 2521–2539.
- Hunter, J. (1981). . Feeding ecology and predation of marine fish larvae, p. 33-77. In: R. Lasker (ed.). *Marine Fish Larvae Univ. Wash. Press. Seattle*. 131 p.
- ICM. (2005). Bathymetric map of the Catalan Sea . *Catalan-Balearic Sea. Bathymetric Chart and Toponyms*, (<http://gma.icm.csic.es/sites/default/files/geowebs/MCB/index.htm>). .
- Ifremer. (2007). *ISIS-Fish*. Obtenido de <http://www.isis-fish.org/en/license.html>
- Ifremer. (2011). *Note sur la création par la CGPM d'une Zone de pêche réglementée dans le golfe du Lion en mars 2009*.
- Ifremer. (2016). *Biologie du merlu*. Obtenido de <https://wwz.ifremer.fr/peche/Le-monde-de-la-peche/Les-ressources/Lesquelles/Poissons/Osseux/Merlu>
- Institute, C. Z. (2015). *Ambergris Caye Coastal Zone Management Guidelines. Belize Integrated Coastal Zone Management Plan. CZMAI, Belize City*.

- Jardim, E., Cerviño, S., & Azevedo, M. (2009). Evaluating management strategies to implement the recovery plan for Iberian hake (*Merluccius merluccius*); the impact of censored catch information. *ICES Journal of Marine Science*, 258–269.
- Jennings, S., & al. (1998). Life history correlates of responses to fisheries exploitation. Proceedings of the Royal Society of London. *series B: Biological Sciences*, 265 (1393): 333–339.
- Kell, L., & al. (2007). Evaluation of the robustness of maximum sustainable yield based management strategies to variations in carrying capacity or migration pattern of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 64, 837–847.
- King, M. (2007). *Fisheries Biology, Assessment and Management*. Blackwell Publishing Company.
- Le Corre, & Farrugio. (2011). *Note sur la création par la CGPM d'une Zone de pêche réglementée dans le golfe du Lion en mars 2009*.
- Lester, S., & al. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, vol.384, pp.33-46.
- Lleonart, J. (2005). Mediterranean and Black Sea. In: Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fish Tech Pap 457, Rome*, p 49–64.
- Lleonart, J. (2008). Review of the state of Mediterranean and Black Sea fishery. *Options Méditerranéennes*(62), págs. 57- 69.
- Lleonart, J., & al. (2003). A bioeconomic model for Mediterranean fisheries, the hake of Catalonia as a case of study. *SCIENTIA MARINA*.
- Lleonart, J., & Maynou, F. (2003). Fish stock assessment in the Mediterranean, state of the art. *SCIENTIA MARINA*, 37–49.
- Lubchenco, J., & al. (2003). Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. . *Ecological Applications*.
- Macher, C., & al. (2010). *Réunion du groupe de travail partenarial bio-économique sur la pêche de merlu du golfe du Lion : Analyse d'impacts de scénarios*. Sète, Ifremer, 6 décembre 2010.
- Massuti, M., & Daroca, E. (1976). Distribution géographique et bathymétrique des poissons du talus continental de la Méditerranée espagnole. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit*, 40: 659-666.
- Maurin, C. (1965). Les merlus des mers européennes et nord-ouest africaines. Importance de la moyenne vertébrale dans la détermination des sous-espèces et groupements raciaux. *Rapp. Com. Int. Explor. Sci. Medit*, 18(2): 215-220.
- Maynou, & al. (2006). Management strategies for red shrimp (*Aristeus antennatus*) fisheries in the Catalan sea (NW Mediterranean) based on bioeconomic simulation analysis. *Aquatic Living Resources*.
- Maynou, F. (2005). *Bio-Economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533)*. Barcelona.
- Maynou, F. (2014). Coviability analysis of Western Mediterranean fisheries under MSY scenarios for 2020. *ICES Journal of Marine Science*, 1-9.
- Maynou, F., J. Lleonart, & J.E. Cartes. (2003). Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment in the NW Mediterranean. *Fisheries Research*, 65–78.
- MedPAN. (Mars de 2016). La science pour la gestion des AMP. *MedPAN*(5), págs. 1-19.

- Monbrison , D., Romani , M., & Canals, P. (2013). *The MedPAN network's 2013–2017 Strategy. MedPAN. MedPAN Collection.*
- Mora, C., & Sale, P. (2011). Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: a review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Mar Ecol Prog Ser*, Vol. 434: 251–266.
- Morales-Nin, B., & Moranta, J. (2004). Recruitment and post-settlement growth of juvenile *Merluccius merluccius* on the western Mediterranean shelf. *Sci. Mar*, 68:399–409.
- Morote , E., & al. (2011). Feeding selectivity in larvae of the European hake (*Merluccius merluccius*) in relation to ontogeny and visual capabilities. *Mar. Biol.*
- Murawski, S. (2000). Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES J Mar Sci*, 57 (3): 649-658.
- Murenu, & al. (2010). Mapping the potential locations of the European hake (*Merluccius merluccius*) nurseries in the Italian waters. *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, 4 (2010), pp. 51-68.
- Muruaa, H., & al. (2010). Is the Northern European hake, *Merluccius merluccius*, management procedure robust to the exclusion of reproductive dynamics? *Fisheries Research*, 123–135.
- OCEANA. (2011). *Propuesta de Oceana para una pesca responsable en las Illes Balears.*
- Olivar , M., & al. (2010). The role of oceanographic conditions and plankton availability in larval fish assemblages off the Catalan coast (NW Mediterranean). *Fish Oceanogr*, 19(3):209–229.
- Olivar, M.-P., & al. (2003). Spatial and temporal distribution and abundance of European hake, *Merluccius merluccius*, eggs and larvae in the Catalan coast (NW Mediterranean) . *Fisheries Research*, 60: 321-331.
- Olivar, P. (1992). Age et croissance du merlu (*Merluccius merluccius* L.) des Iles Baléares. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco*, n° Spec.11: 163-178.
- Olivar, P., & Massutí, E. (1995). *Biology and fisheries of western Mediterranean hake (Merluccius merluccius)*. In J. Alheit and T.J Pitcher (eds), *Hake: fisheries, ecology and markets*. Chapman and Hall, Fish and Fisheries Series No 15.
- Orbi. (2015). *Cours sur les AMPs, 3ème Année Cycle Ingénieur, Formation en Halieutique, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II*. Rabat, Maroc.
- Palomera , I., & al. (2005). Larval development and growth of the European hake *Merluccius merluccius* in the northwestern Mediterranean. *Sci. Mar*, 69 (2): 251-258.
- Palumbi, S. R. (2004). MARINE RESERVES AND OCEAN NEIGHBORHOODS: The Spatial Scale of Marine Populations and Their Management. *Annual Review of Environment and Resources*, 31–68.
- Papaconstantinou , C., & Stergiou , K. (1995). Biology and fisheries of eastern Mediterranean hake (*M. merluccius*). In Alheit, J. & T. J. Pitcher (eds), *Hake. Fisheries, Ecology and Markets. Fish and Fisheries Series 15. Chapman & Hall, London: 149–180.*
- PAPACONSTANTINOU, C., & H. FARRUGIO. (2000). Fisheries in the Mediterranean. *Mediterranean Marine Science*, 1-14.
- Pascual, A., & al. (2002). A case of an intense anticyclonic eddy in the Balearic Sea (western Mediterranean). *J. Geophys. Res*, 107(C11), 3183.

- Pattoura, P., E. Lefkaditou, & P. Megalofonou. (2015). Age estimation of juvenile European hake *Merluccius merluccius* based on otolith microstructure analysis: a slow or fast growth pattern? *Journal of Fish Biology*, 907–923.
- Piñeiro, C., & Saínza, M. (2010). *Crecimiento de la merluza europea: ¿lento o rápido?* Vigo, España: XIII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas.
- Pisco, P. f. (2011). *The Science of Marine Reserves (2nd Edition, Europe)*. Obtenido de www.piscoweb.org
- Planes, S., & al. (2008). *Ecological effects of Atlanto-Mediterranean marine protected areas in the European Union*. . EMPAFISH Project, Booklet nº 1. Editum. 158 pp.
- Pontual, d., & al. (2013). New insights on European hake biology and population dynamics from a sustained tagging effort in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*.
- Prellezo, R., & al. (2012). A review of EU bio-economic models for fisheries: The value of a diversity of models. *Marine Policy journal*.
- Project, T. N. (2016). *Invest User's Guide*.
- Puga, R., & al. (2005). Bioeconomic modeling and risk assessment of the Cuban fishery for spiny lobster *Panulirus argus*. *Fisheries Research*, 75: 149–163.
- Punt, A. (2006). The FAO Precautionary Approach after almost 10 years: have we progressed towards implementing simulation-tested feedback-control management systems for fisheries management? *Natural Research Modelling*, vol. 19 (pg. 441-464).
- Punt, A. (1992). *Management procedures for Cape hake and baleen whale resources*. . PhD thesis, University of Cape Town. 875 pp.
- Rademeyer, R., Plagányi, E., & Butterworth, D. (2007). Tips and tricks in designing management procedures. . *ICES Journal of Marine Science*, 64: 618–625.
- RECASENS, L., & al. (1998). Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 387–401.
- RECASENS, L., VELIA CHIERICONI, & PAOLA BELCARI. (2008). Spawning pattern and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)) in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 721-732.
- Relini, G., & al. (2002). Trophic relationships between fishes and an artificial reef. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S36–S42.
- Rochet, M. (1998). Short-term effects of fishing on life history traits of fishes. *ICES Journal of Marine*.
- Rose, K. A., & al. (2001). Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *FISH and FISHERIES*, 293–327.
- Sabatés, A. (1990). Distribution pattern of larval fish populations in the Northwestern Mediterranean. *Mar Ecol Prog*.
- Sacchi, J. (2008). The use of trawling nets in the Mediterranean. Problems and selectivity options. In : Basurco B. (ed.). *The Mediterranean fisheries sector. A reference publication for the VII meeting of Ministers of agriculture and fisheries of CIHEAM member countries (Zaragoza, Spain, 4 february 2008)*. , Options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches; n. 62.

- Saiz, E., Sabatés, A., & Gili, J.-M. (2014). The Zooplankton. The Mediterranean Sea: Its History and Present Challenges. *Springer Science*, pp 183-212.
- Sakinan, S. (2008). *SELECTION OF THE PRIORITY AREAS ON THE WEST COASTS OF MERSİN USING GIS TO ASSESS A MARINE CONSERVATION PLANNING. MSc THESIS , MIDDLE EAST TECHNICAL UNIVERSITY*. Ankara, Turkey.
- Sala, E. (2004). The past and present topology and structure of Mediterranean subtidal rocky-shore food webs. *Ecosystems*, 7:333–340.
- Sampedro, P., & al. (2016). To shape or to be shaped: engaging stakeholders in fishery management advice. *ICES Journal of Marine Science*.
- Sánchez, F., & Gil, J. (2000). Hydrographic mesoscale structures and Poleward Current as a determinant of hake (*Merluccius merluccius*) recruitment in southern Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 152-170.
- Scarcella, G., & al. (2014). Common sole in the Northern Adriatic Sea: possible spatial management scenarios to rebuild the stock. *Journal of Sea Research*, 89:12–22.
- Sciberras, M., & al. (2015). Evaluating the Relative Conservation Value of Fully and Partially Protected Marine Areas. *Environmental Evidence*, 58–77.
- Seaweb. (2015). *Guide des espèces à l'usage des professionnels*. Pour un marché des produits de la mer durables - Édition 2015 (www.seaweb-europe.org).
- Send , U., & al. (1999). Recent advances in observing the physical oceanography of the western Mediterranean Sea. *Prog. Oceanogr*, 44: 37-64.
- Sharp, R., & al. (2016). *InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund*.
- Sheppard, D. (2000). Conservation Without Frontiers: The Global View. *The Journal of the George Wright Society*. , Vol. 17. No. 2. (pp 70 to 80) .
- Smith , A. (1994). *Management strategy evaluation: The light on the hill*. In: D.A. Hancock (ed.), Population dynamics for fisheries management. Australian Society for Fish Biology, Perth, Western Australia, pp. 249-253.
- Smith , A., Sainsbury , K., & Stevens , R. (1999). Implementing effective fisheries management systems—management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES Journal of Marine Science* , vol. 56 (pg. 967-979).
- Sparre , P., & Willman, R. (1993). : *Software for bio economic analysis of fisheries. BEAM 4. Analytical bio economic simulation of space structured multi species and multi fleet fisheries. Volume 1: Description of model. Volume 2: User's manual*. . FAO Computerized Information Series (Fisheries) No. 3. Vol 1:186 p. Vol 2:46 pp. .
- Stagioni , M., & al. (2011). Feeding habits of European hake, *Merluccius merluccius* from the Northeastern Mediterranean Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* , 41:277–284.
- STECF. (2014). *Assessment of Mediterranean Sea stocks - part 1 (STECF-14-17)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- STECF. (2015). *Western Mediterranean Multi-annual Plan*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

- STECF. (2016a). *Methodology for the stock assessments in the Mediterranean Sea (STECF-16-14)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- STECF. (2016b). *Multiannual plan for demersal fisheries in the Western Mediterranean (STECF-16-21)*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Steves , B., & Cowen , R. (2000). Settlement, growth, and movement of silver hake *Merluccius bilinearis* in nursery habitat on the New York Bight continental shelf. *Mar Ecol Prog*, Ser 196:279–290.
- Toft, J., & al. (2013). From mountains to sound: modelling the ensitivity of Dungeness crab and Pacific oyster to land-sea interactions in Hood Canal, WA . *ICES J. Mar. Sci*, 71(3): 725-738.
- Tsagarakis, K., A. Palialexis, & V. Vassilopoulou. (2014). Mediterranean fishery discards: review of the existing knowledge. *ICES Journal of Marine Science*(71(5)), 1-16.
- Tserpes , & al. (2008). Identification of hake distribution pattern and nursery grounds in the Hellenic seas by means of generalized additive models. *Hydrobiologia*, 612 (2008), pp. 125-133.
- Tsikliras , A., & al. (2013). Editorial on reproductive biology of fishes. *Acta Ichthyol Piscat*, 43:1–5.
- Tsikliras, A. C., & al. (2015). The Mediterranean and Black Sea Fisheries at Risk from Overexploitation. *Plos One*, 1-19.
- Tsikliras, A. C., & Konstantinos I. Stergiou. (2014). Size at maturity of Mediterranean marine fishes. *Reviews in Fish Biol Fisheries*, 1-40.
- Tsikliras, A. C., Efthimia Antonopoulou, & Konstantinos I. Stergiou. (2010). Spawning period of Mediterranean marine fishes. *Rev Fish Biol Fisheries*, 499–538.
- Tsimenidis, N. (1978). Age and growth of hake (*Merluccius merluccius*) in the Saronikos and Thermaikos Gulf. *Thalassographica*, 2: 27-56.
- Tudela , S. (2004). Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. . *General Fisheries Council for the Mediterranean Studies and Reviews 74 2004: i-vi, 1-44*.
- UICN. (2008). *Aperçu du statut de conservation des poissons marins présents en mer Méditerranée*. Málaga.
- UICN, WWF, & MedPAN. (2009). *Statut des Aires Marines Protégées en Mer Méditerranée*. Malaga.
- Ulrich, C., & al. (2002). Influence of trends in fishing power on bioeconomics in the North Sea flatfish fishery regulated by catches or by effort quotas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* , 59, 829–843.
- Vitale, S., & al. (2016). Twenty-five-year longevity of European hake (*Merluccius merluccius*) from novel use of bomb radiocarbon dating in the Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Research*.
- Walters, C. (1986). *Adaptive Management of Renewable Resources*. Macmillan . New York. .
- Ward , T., & Hegerl, E. (2003). *Marine Protected Areas in Ecosystem-based Management of Fisheries*. A report for the Department of the Environment and Heritage.
- Zenetos, A., & al. (2002). *Europe's biodiversity - biogeographical regions and seas: The Mediterranean Sea - blue oxygen-rich, nutrient-poor waters. Technical Report. European Environment Agency*. Copenhagen, Denmark.

9. Anexos

Anexo 1: Parámetros biológicos de la población de merluza

Tabla 11: Parámetros de crecimiento de la merluza

Parámetros de la ecuación de crecimiento Von Bertalanffy's		Parámetros de la relación talla-peso	
L_{inf}	110	a	0.0048
k	0.178	b	3.12
t_0	0		

Tabla 12: Madurez y peso por edad

Edad	Madurez	Wt (kg)	Wt (STECF,2015)
0	0	0.000	0.022
1	0.15	0.039	0.12
2	0.82	0.261	0.4
3	0.98	0.715	0.991
4	1	1.369	1.62
5+	1	5.995	2.81

Tabla 13: Fecundidad por edad de merluza

Edad	Fecundidad (Media)	Fuente
0	3555	MEDITS
1	18225	
2	77560	
3	169680	Pesca comercial
4	281438	
5	402275	

Tabla 14: Coeficientes de fecundidad

Edad	$N(t) = \text{Fecundidad} * e^{(-0.1193 * 90)}$
0	0.077
1	0.396
2	1.685
3	3.686
4	6.115
5+	8.740

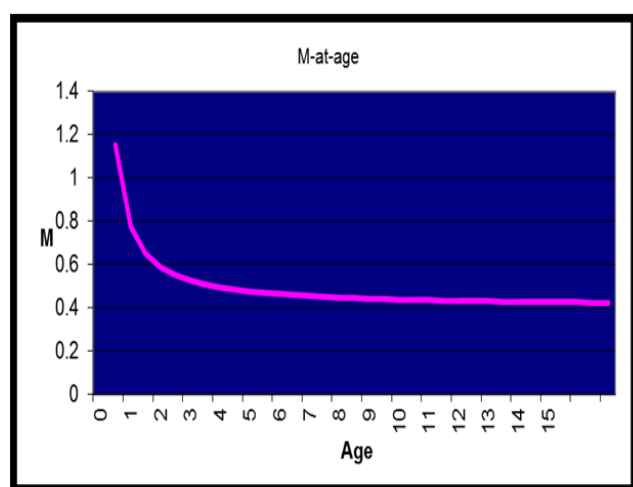


Figura 53: Mortalidad natural por edad

Tabla 15: Supervivencia a la mortalidad natural

Edad	M (ProdBiom)	Sa ($S_a = e^{-Mat}$)
0	1.15	0.31663677
1	0.65	0.52204578
2	0.55	0.57694981
3	0.51	0.60049558
4	0.48	0.61878339
5+	0.47	0.62500227

Anexo 2: Parametrización de los datos sobre la actividad pesquera

Tabla 16: Fracción de explotación por subregión en base del esfuerzo de pesca

Subregión (código)	Nombre caladero	Esfuerzo medio (barcos*días)	% Esfuerzo	Fracción de explotación (E)
1	Malica	61	2%	0.136
2	L'Estartit	89	3%	0.199
3	Somera	42	1%	0.094
4	El Darrer	49	2%	0.110
5	Sot Malica	302	10%	0.676
6	Barana	274	9%	0.613
7	Planassa	33	1%	0.074
8	Fluviana	30	1%	0.067
9	Les Quaranta	42	1%	0.094
10	Malgrat-Garotes	95	3%	0.213
11	Turó-Paneca	51	2%	0.114
12	Capets	69	2%	0.154
13	CuldeRecElPas	132	4%	0.295
14	Paneca	19	1%	0.043
15	GambaLlevant	46	2%	0.103
16	GambaStSebastià	447	15%	1.000
17	Bravada dpt	14	0%	0.031
18	Bravada dbf	29	1%	0.065
19	Abissínia	146	5%	0.327
20	Putxet	58	2%	0.130
21	Vol de fora	53	2%	0.119
22	L'Avió	119	4%	0.266
23	Turó Gros	60	2%	0.134
24	Vol de terra	260	9%	0.582
25	Rocassa	54	2%	0.121
26	Can Ferrer	80	3%	0.179
27	Través	224	8%	0.501
28	La Creu	94	3%	0.210

Tabla 17: Vulnerabilidad a la pesca por edad

Edad	F (STECF, 2015)	Vulnerabilidad
0	0.119	0.0741433
1	1.227	0.76448598
2	1.605	1
3	1.34	0.83489097
4	0.283	0.17632399
5+	0.283	0.17632399

Anexo 3: Distribución espacial de la merluza por profundidad

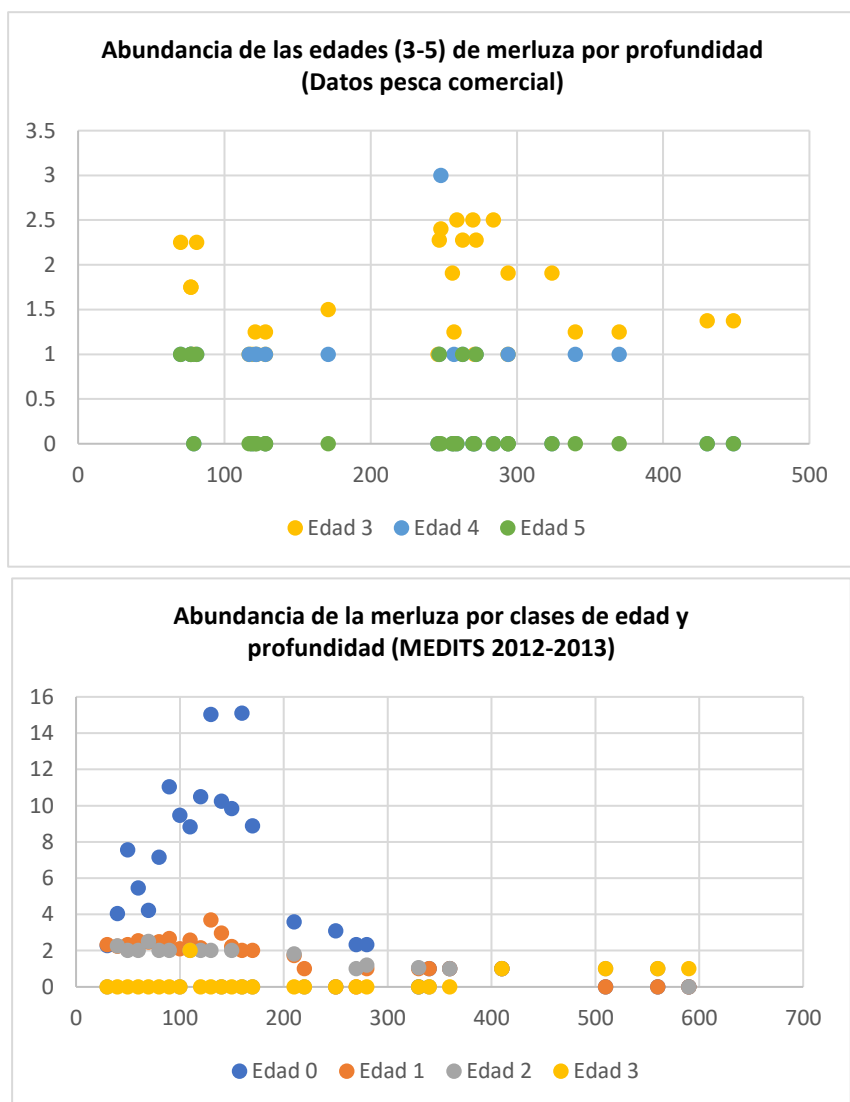


Figura 54: Distribución espacial de la merluza por profundidad

Anexo 4: Dispersión de larvas

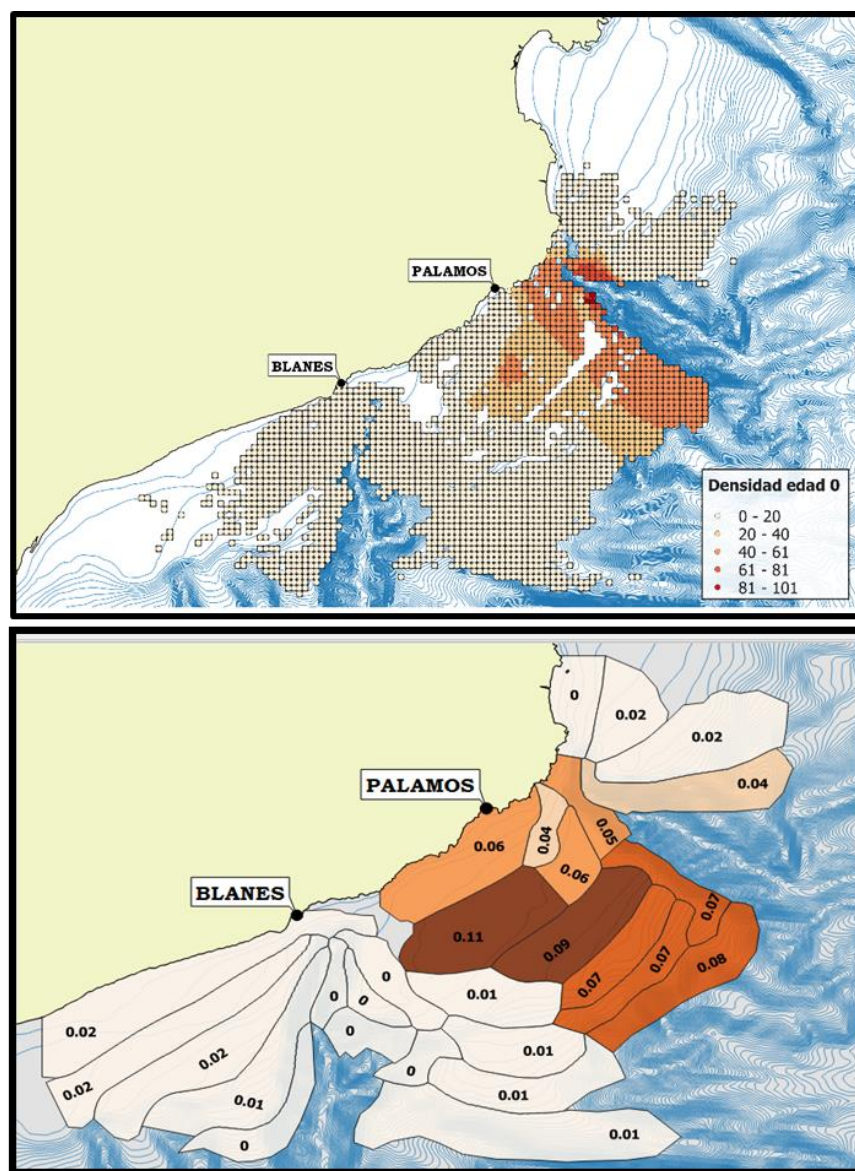


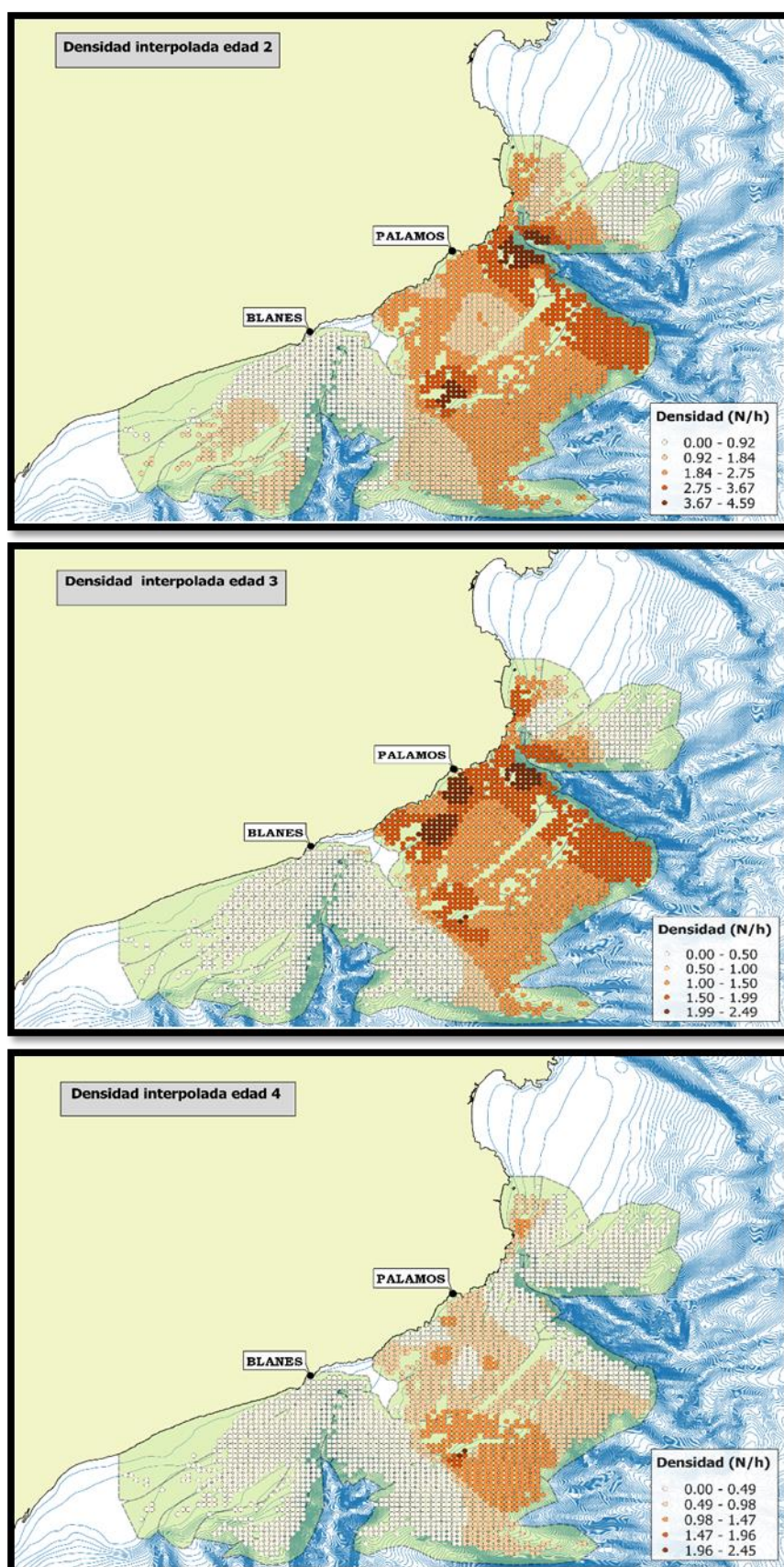
Figura 55: Dispersión de larvas de merluza

Anexo 5: Interpolación densidades de merluza por edad y caladero

Tabla 18: Resultado de las densidades por edad de merluza interpoladas por caladero

Edad/subregion	Edad 0	Edad 1	Edad 2	Edad 3	Edad 4	Edad 5+
Malgrat-Garotes	894	241	50	8	4	2
Vol de terra	2851	1019	366	308	114	101
L'Estartit	202	81	95	63	36	36
Les Quaranta	1162	252	69	1	0	0
L'Avió	2068	329	137	77	20	8
Turó Gros	233	180	30	13	9	1
Planassa	4664	1068	362	252	131	37
Capets	1208	260	81	1	0	0
Can Ferrer	98	93	1	0	0	0
Vol de fora	2860	604	190	112	36	7
Somera	925	230	86	28	15	14
Bravada dbf	4026	1257	302	173	99	7
Fluviana	620	746	322	155	124	1
CuldeRecElPas	2266	329	162	88	18	11
Bravada dpt	3231	1121	249	131	74	8
Rocassa	113	68	2	1	0	0
Barana	634	786	272	144	122	0
El Darrer	861	515	178	52	5	3
Turó-Paneca	562	147	91	0	0	0
Putxet	3035	1143	250	130	77	7
La Creu	85	85	3	0	0	0
GambaLlevant	3079	452	179	96	26	10
Través	60	59	42	3	2	0
Sot Malica	645	639	235	96	80	1
GambaStSebastià	1751	472	169	71	12	6
Paneca	77	16	27	0	0	0
Abissínia	3670	979	271	144	68	11
Malica	607	461	206	79	62	1
Total_edad	42491	13633	4426	2226	1136	274

Anexo 6: Resultado interpolación de densidades de merluza



Anexo 7 : Inputs VIT

Tabla 19: Inputs VIT

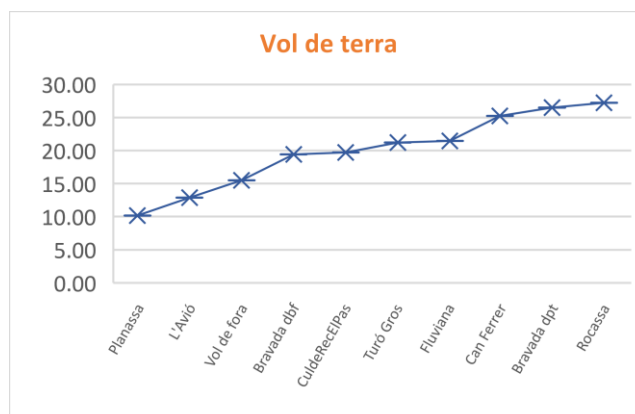
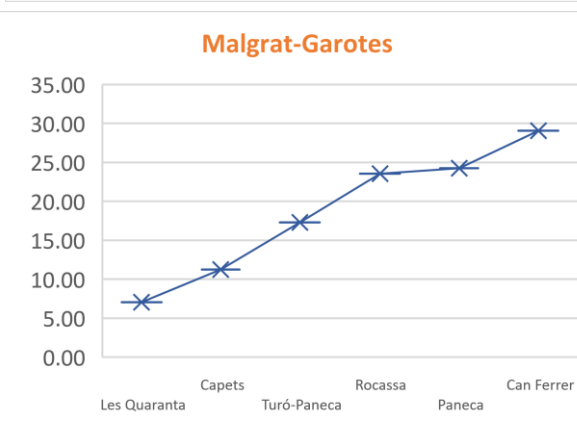
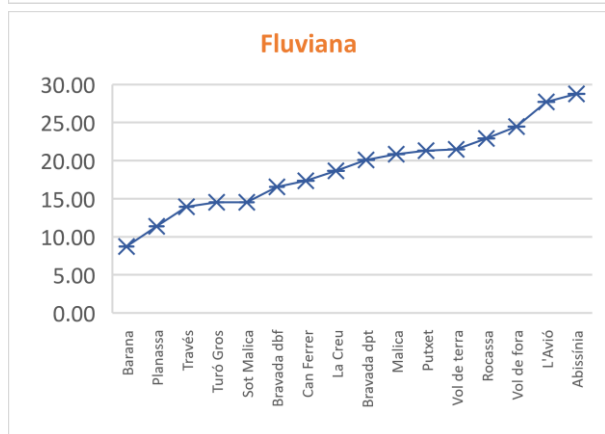
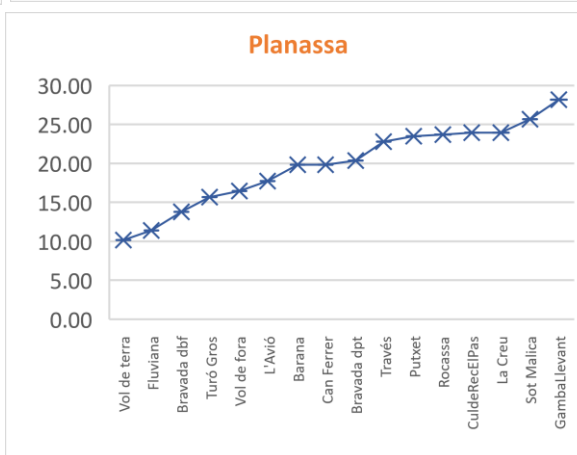
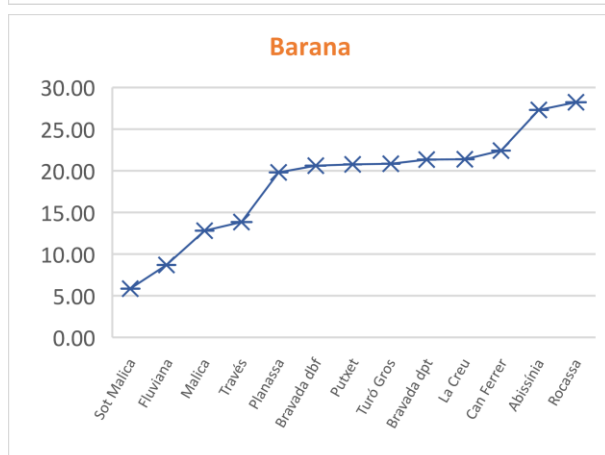
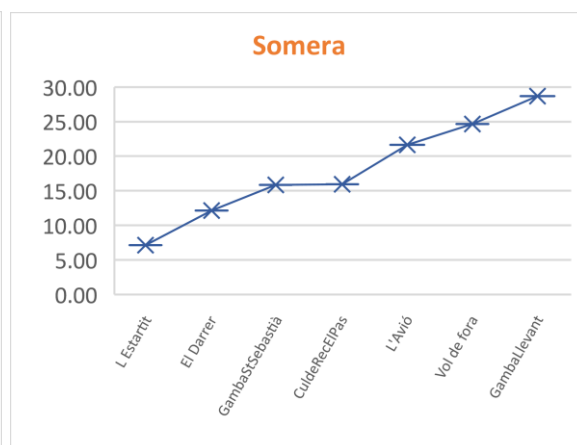
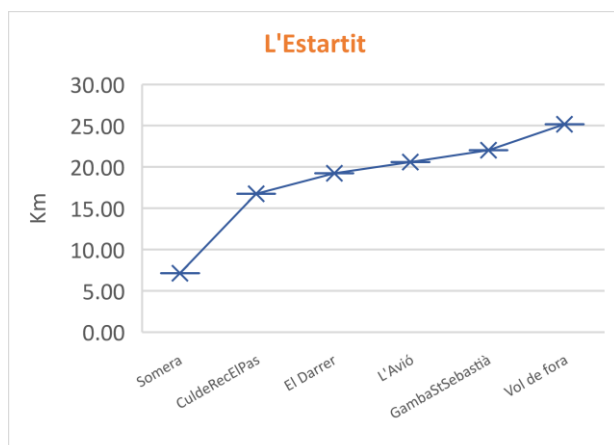
Edad	Frecuencia, (STECF,2015)	arrastre	Madurez (DCF 2003-2012)	Mortalidad (ProdBiom)	natural
0	6589000		0	1.15	
1	10610000		0.15	0.65	
2	1997000		0.82	0.55	
3	124000		0.98	0.51	
4	9000		1	0.48	
5+	3000		1	0.47	
Parámetros de la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy + Parámetros de la relación longitud-peso			(García-Rodríguez & Esteban 2002 in STECF, 2015)		
F_{terminal}			0.5		
Captura total (2015) en peso (g)			73.725.000		

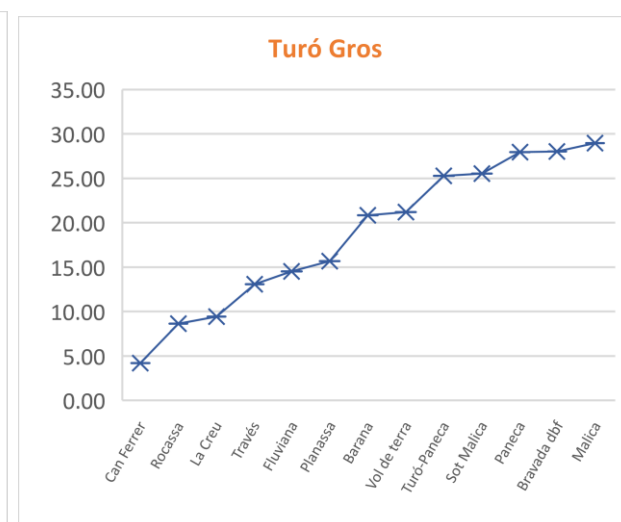
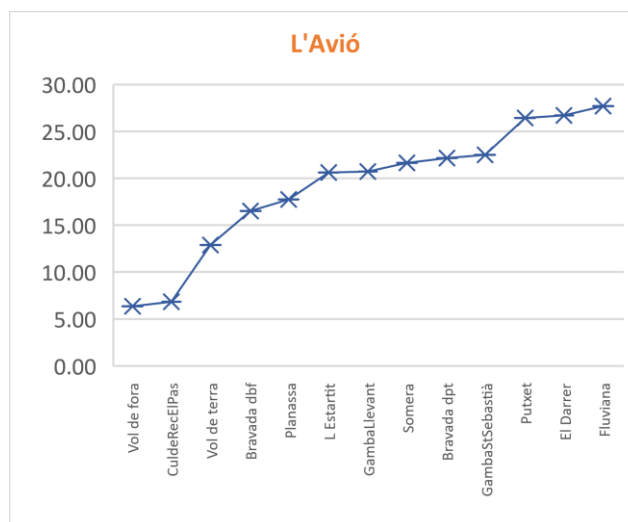
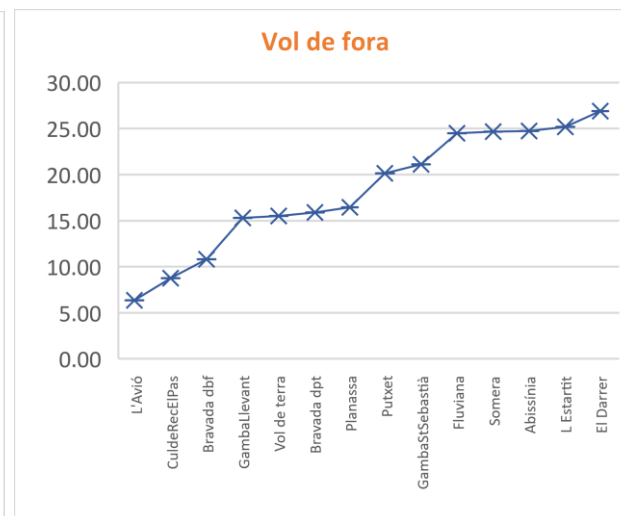
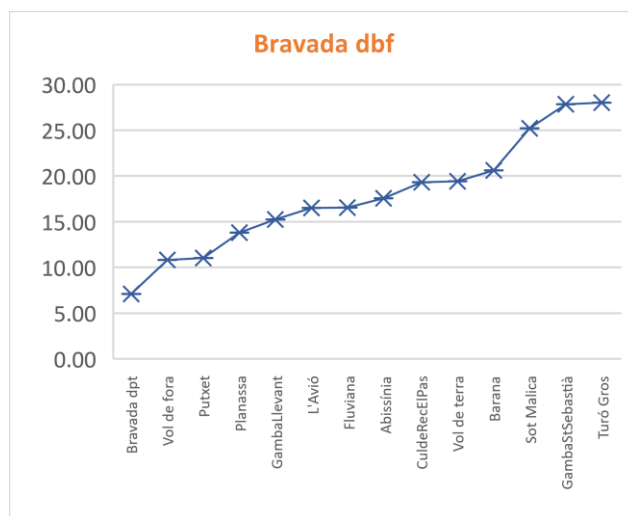
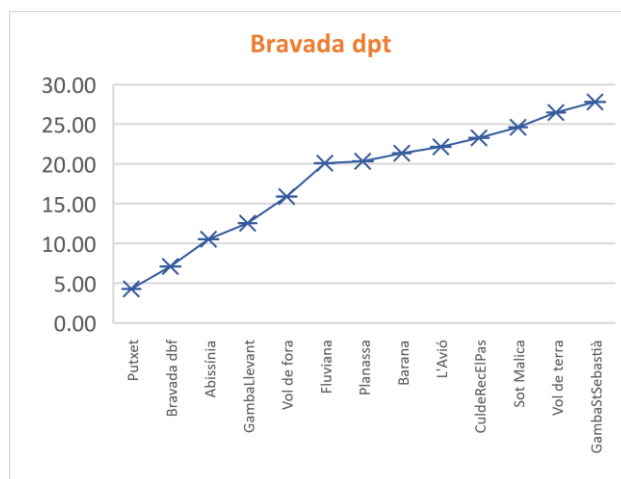
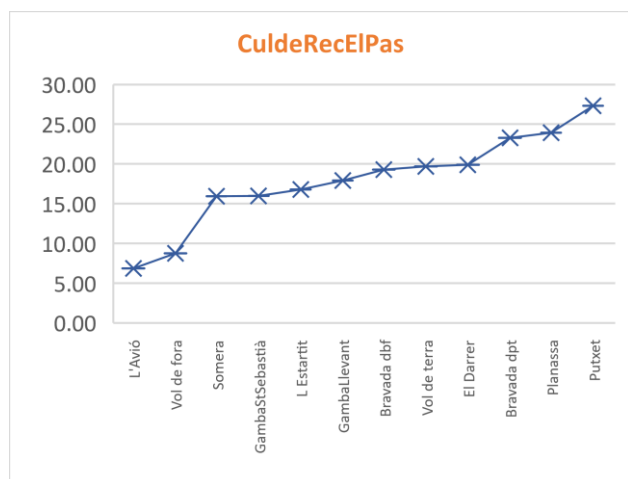
Anexo 8:

Tabla 20: Principales características de los caladeros

Nº	Average coordinates		Fishing ground	Medium depth (m)	Substrate	Biozone
	MEAN_X	MEAN_Y				
1	3747765.466	2060699.092	Malica	630	Mud	Bathyal
2	3758848.976	2124115.892	L Estartit	80	Sandy mud	Deep Circalittoral
3	3766404.211	2121918.538	Somera	141	Sandy mud	Deep Circalittoral
4	3774888.283	2117170.902	El Darrer	322	Mud	Deep Circalittoral
5	3750886.389	2065297.876	Sot Malica	434	Mud	Bathyal
6	3751240.214	2070771.865	Barana	318	Rock or other hard substrata	Bathyal
7	3746611.969	2090204.119	Planassa	111	Rock or other hard substrata	Deep Circalittoral
8	3746862.581	2078600.037	Fluviana	154	Sandy mud	Deep Circalittoral
9	3705140.896	2075733.035	Les Quaranta	80	Sandy mud	Deep Circalittoral
10	3705126.776	2081913.395	Malgrat-Garotes	64	Sandy mud	Upper Circalittoral
11	3715697.624	2070418.857	Turó-Paneca	335	Sandy mud	Deep Circalittoral
12	3709985.807	2073420.798	Capets	129	Sandy mud	Deep Circalittoral
13	3759875.802	2110452.369	CuldeRecElPas	182	Rock or other hard substrata	Bathyal
14	3715840.815	2062544.283	Paneca	555	Mud	Bathyal
15	3774149.401	2094936.291	GambaLlevant	410	Sandy mud	Deep Circalittoral
16	3773044.364	2112937.556	GambaStSebastià	518	Mud	Deep Circalittoral
17	3767283.137	2087065.943	Bravada dpt	247	Sandy mud	Deep Circalittoral
18	3760964.679	2090116.639	Bravada dbf	141	Mud	Deep Circalittoral
19	3773251.715	2082138.435	Abissínia	627	Mud	Bathyal
20	3770038.54	2083686.82	Putxet	370	Sandy mud	Deep Circalittoral
21	3760020.721	2102446.47	Vol de fora	131	Rock or other hard substrata	Deep Circalittoral
22	3755720.707	2105442.224	L'Avió	99	Rock or other hard substrata	Deep Circalittoral
23	3733147.569	2081327.156	Turó Gros	108	Rock or other hard substrata	Deep Circalittoral
24	3744849.393	2102257.061	Vol de terra	75	Sandy mud	Deep Circalittoral
25	3725028.47	2081917.482	Rocassa	254	Sandy mud	Deep Circalittoral
26	3729898.714	2079765.515	Can Ferrer	131	Sand	Upper Circalittoral
27	3737612.127	2069005.178	Través	432	Muddy sand	Bathyal
28	3730104.528	2073402.685	La Creu	394	Muddy sand	Bathyal

Anexo 9: Matrices de distancia entre caladeros hasta el límite de 29 km





Anexo 10: Tablas de migración InVEST

Tabla 21: Matriz de migración _edad 2

Sink / Source	2	7	22	23	24
1	0	0	0	0	0
2	0.9828	0	0	0	0
3	0.0172	0	0.0507	0	0
4	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0
7	0	0.8542	0	0	0.0008
8	0	0.007	0	0	0.0076
9	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0
13	0	0.0351	0	0	0.0351
14	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0
18	0	0.0104	0	0	0.011
19	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0
21	0	0.0301	0	0	0.0303
22	0	0	0.9493	0	0.0392
23	0	0	0	0.6663	0.0578
24	0	0	0	0	0.7556
25	0	0	0	0	0
26	0	0.0632	0	0.3337	0.0627
27	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0

Tabla 22: Matriz de migración_edad 3

Sink / Source	2	7	8	10	18	21	22	23	24
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	0.95	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
3	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.06	0.00	0.00
4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
7	0.00	0.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
8	0.00	0.02	0.92	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.02
9	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10	0.00	0.00	0.00	0.49	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
12	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
13	0.00	0.03	0.00	0.00	0.03	0.02	0.00	0.00	0.03
14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
17	0.00	0.02	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.03
18	0.00	0.02	0.00	0.00	0.94	0.00	0.00	0.00	0.02
19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
21	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.92	0.00	0.00	0.03
22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.94	0.00	0.04
23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.05
24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68
25	0.00	0.05	0.06	0.13	0.00	0.00	0.00	0.12	0.05
26	0.00	0.05	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.12	0.05
27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
28	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Tabla 23: Matriz de migración_edad 4

Sink / Source	2	3	6	7	8	10	13	17	18	21	22	23	24
1	0.00	0.00	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
3	0.05	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.03	0.00	0.00
4	0.07	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.07	0.07	0.00	0.00
5	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
6	0.00	0.00	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7	0.00	0.00	0.00	0.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
9	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.11	0.00
12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
13	0.04	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.90	0.00	0.05	0.04	0.01	0.00	0.05
14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00
15	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.04	0.04	0.02	0.00	0.00	0.00
16	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.05	0.05	0.05	0.04	0.00	0.00
17	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.00	0.00	0.90	0.01	0.00	0.00	0.00	0.02
18	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.80	0.00	0.00	0.00	0.01
19	0.00	0.00	0.02	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
20	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
21	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.77	0.00	0.00	0.04
22	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.00	0.04
23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.05
24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.69
25	0.00	0.00	0.00	0.05	0.05	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.05
26	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.05
27	0.00	0.00	0.05	0.05	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.00
28	0.00	0.00	0.05	0.05	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00



El Máster Internacional en GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE está organizado conjuntamente por la Universidad de Alicante (UA), el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), a través de la Secretaría General de Pesca (SGP), y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM), a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

El Máster se desarrolla a tiempo completo en dos años académicos. Tras completar el primer año (programa basado en clases lectivas, prácticas, trabajos tutorados, seminarios abiertos y visitas técnicas), durante la segunda parte los participantes dedican 10 meses a la iniciación a la investigación o a la actividad profesional realizando un trabajo de investigación original a través de la elaboración de la Tesis Master of Science. El presente manuscrito es el resultado de uno de estos trabajos y ha sido aprobado en lectura pública ante un jurado de calificación.

The International Master in SUSTAINABLE FISHERIES MANAGEMENT is jointly organized by the University of Alicante (UA), the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment (MAGRAMA), through the General Secretariat of Fisheries (SGP), and the International Centre for Advanced Mediterranean Agronomic Studies (CIHEAM), through the Mediterranean Agronomic Institute of Zaragoza (IAMZ),

The Master is developed over two academic years. Upon completion of the first year (a programme based on lectures, practicals, supervised work, seminars and technical visits), during the second part the participants devote a period of 10 months to initiation to research or to professional activities conducting an original research work through the elaboration of the Master Thesis. The present manuscript is the result of one of these works and has been defended before an examination board.